

# MALLIN TESTAUS: GLYFOSAATIN KULKEUTUMINEN SAVIMAALTA VESISTÖÖN

KATRI SENILÄ

Pro gradu  
Itä-Suomen yliopisto  
Luonnontieteiden ja metsätieteiden tiedekunta  
Biologian laitos  
2015

ITÄ-SUOMEN YLIOPISTO

Biologian laitos

SENILÄ, KATRI: Mallin testaus: Glyfosaatin kulkeutuminen savimaalta vesistöön

Pro gradu -tutkielma, 29 s., liitteitä 1

Maaliskuu 2015

---

Rikkakasvien torjuntaan tarkoitettua glyfosaattia voi päätyä pintavalunnan ja salaojien kautta pintavesiin. Tietokonemallien avulla voidaan arvioida glyfosaatin käyttäytymistä maassa sekä kulkeutumista vesiin ja siten käyttää malleja ympäristöriskien arvioinnin apuvälineenä. Mallinnus on kentällä tehtäviä tutkimuksia nopeampaa ja edullisempaa. Mallien luotettavuus on kuitenkin pystyttävä arvioimaan koekentiltä ja laboratoriokokeista saatujen mittaustulosten perusteella. Tässä tutkimuksessa testattiin ruotsalaisen MACRO 5.2 -mallin kykyä kuvata lounaissuomalaisella savimaalla sijaitsevien kyntö- ja suorakylvölohkojen viljelystä aiheutuvaa glyfosaatin ympäristökuormitusta. Kyseisen mallin testaaminen on erityisen tärkeää siksi, että sitä käytetään EU:ssa pestisidejä rekisteröitäessä salaojien mukana tulevan kuormituksen arviointiin. Malli pystyi kuvaamaan peltolohkoilta tulevaa pinta- ja salaojavaluntaa suhteellisen hyvin. Glyfosaatin mallinnukset eivät onnistuneet yhtä hyvin kuin veden liikkeiden simuloinnit. Sekä kenttäkokeet että mallinnustulokset osoittivat, ettei kummallakaan tavalla viljelyiltä lohkoilta salaojiin päätyvä glyfosaattikuormitus ylittänyt ympäristölaatunormia (100 µg/l). Mallinnustulosten luotettavuuden parantamiseksi tarvitaan lisää tutkimusta suomalaisen maiden hydrologiaan vaikuttavista ominaisuuksista sekä glyfosaatin käyttäytymisestä Suomen oloissa. Lisäksi jo olemassa olevan aineiston saatavuutta tulisi parantaa, jotta simulointimallien kalibrointi ja mallien kehittäminen olisi helpompaa.

UNIVERSITY OF EASTERN FINLAND

Department of Biology

SENILÄ, KATRI: Model testing: Leaching of glyphosate from cultivated  
clay soil to surface water

MSc. thesis, 29 pp., Appendices 1

March 2015

---

Glyphosate, a pesticide used for weed control, may end up in surface waters via surface runoff and tile drains. Computer models can be used to assess the behaviour of glyphosate in soil, as well as its losses to the ground and surface waters. As a result, models can be used as an environmental risk assessment tool. Computer modelling is both faster and less costly than performing field experiments. However, the reliability of models must be assessed by comparing the simulated results with the results obtained from field and laboratory experiments. In this study, we tested the ability of the Swedish MACRO 5.2 model to illustrate the environmental load of glyphosate from autumn ploughed and direct drilled clayey field plots located in south-western Finland. Testing of the model in question is particularly important because it is used in the European Union's new pesticide registration processes to assess the pesticide load from tile drains. The model was able to describe surface and subsurface runoff with reasonable precision. Modelling of glyphosate behaviour was, however, not as successful as hydrology simulations. Although leaching of glyphosate was more abundant from direct drilled field plots than autumn ploughed plots, both field trials and modelling results showed that environmental quality standard for glyphosate (100 µg/l) was not exceeded. To further improve the reliability of the modelling results, more information on factors affecting soil hydrology and glyphosate behaviour in Finnish conditions is needed. In addition, the availability of existing data should be improved upon, so that the calibration of simulation models and model development become easier.

# SISÄLLYSLUETTELO

1 JOHDANTO.....	2
2 TEOREETTINEN TAUSTA .....	3
2.1 Glyfosaatti ympäristössä .....	3
2.1.1 Glyfosaatin kulkeutuminen ilmassa .....	3
2.1.2 Glyfosaatin käyttäytyminen suomalaisessa peltomaassa .....	3
2.1.3 Glyfosaatin päätyminen pellolta vesistöön.....	5
2.2 Mallinnus ja MACRO 5.2 -huuhtoutumismalli.....	6
3 AINEISTO JA MENETELMÄT.....	7
3.1 Kotkanojan huuhtoutumiskoe kenttä ja kenttäkoe .....	7
3.2 Mallin valinta .....	9
3.3 Mallinnuksen aloittaminen .....	10
3.3.1 Lähtötiedot.....	10
3.3.2 Maaperän ominaisuudet.....	11
3.3.3 Parametrien valinta.....	12
3.4 Mallin kalibrointi.....	15
3.5 Simulointien hyvyys.....	16
4 TULOKSET .....	18
4.1 Hydrologia.....	18
4.2 Glyfosaatti .....	21
5 TULOSTEN TARKASTELU .....	24
6 JOHTOPÄÄTÖKSET .....	26
LÄHTEET .....	26
LIITTEET.....	30

# 1 JOHDANTO

Glyfosaatti ( $C_3H_8NO_5P$ ) on maailman käytetyin herbisidien tehoaine. Sitä sisältäviä torjunta-aineita markkinoidaan useilla eri tuotenimillä, esim. Roundup. Valikoimattomana totaaliherbisidinä glyfosaatti tehoaa kaikkiin kasveihin. Vaikutustavaltaan se on systeeminen eli sisävaikutteinen. Glyfosaatti estää aromaattisten aminohappojen (fenyyialaniini, tyrosiini, tryptofaani) muodostumiseen vaikuttavan entsyymin, EPSP-syntaasin, toiminnan. Glyfosaattia on pidetty ympäristön kannalta varsin turvallisena torjunta-aineena, sillä kasvien ja levien lisäksi tämä entsyymi löytyy vain sieniltä, joiltain bakteereilta sekä itiöeläimiltä. (Székás & Darvas 2012.)

Nykyinen maatalouspolitiikka suosii tilakoon kasvua ja erikoistumista tiettyyn tuotantosuuntaan. Yksipuolisen viljelykierron myötä erityisesti kestorikkakasvit, kuten juolavehna, peltovalvatti ja ohdake, pääsevät yleistymään. Lisäksi vesiensuojelullisista ja taloudellisista syistä yleistyneet kevennetty muokkaus ja suorakylvö ovat perinteistä syyskyntömenetelmää heikompia rikkakasvien vähentäjiä. (Uusi-Kämpä 2011; Székás & Darvas 2012.) Glyfosaattiruiskutukset ovat tulleet monissa paikoissa jokavuotiseksi - keväisin, syksyisin tai sekä keväisin että syksyisin tapahtuviksi rutiineiksi (Laitinen 2009; Uusi-Kämpä 2011). Suomen peltoalasta glyfosaatilla käsitellään vuosittain noin 25 % (Uusi-Kämpä 2011).

Glyfosaatin käytön lisääntyessä on syytä tarkastella lähemmin, millaisia uhkakuvia se saattaa ympäristölle aiheuttaa ja miten haitallisia vaikutuksia voidaan vähentää. Suomen osalta tulee huomioida pohjoisen erityisolot kuten lyhyt kasvukausi ja kylmä talvi, jotka vaikuttavat hidastavasti glyfosaatin hajoamiseen maaperässä (Laitinen 2009; Helander ym. 2012). Lisäksi glyfosaatin huuhtoutuminen erityyppisiltä viljelymailta vesistöihin tunnetaan huonosti (Uusi-Kämpä 2011). Glyfosaatti kilpailee maaperässä sitoutumispaikoista fosforin kanssa. Sitoutuminen maaperään ehkäisee glyfosaatin hajoamista ja huuhtoutumista, joskin glyfosaattia voi kulkeutua eroosioaineksen mukana. Fosforilannoitus saattaa mobilisoida glyfosaatin uudelleen, sillä kemiallisen luonteensa vuoksi fosfori syrjäyttää glyfosaatin kilpailutilanteessa. (Laitinen 2009.)

Tässä tutkimuksessa selvitettiin kuinka hyvin huuhtoutumismallin avulla voidaan ennakoida glyfosaatin päätymistä pellolta vesistöön pinta- ja salaojavalunnan mukana suomalaisella savimaalla sijaitsevilta suorakylvö- ja kyntölohkoilta. Lisäksi selvitettiin glyfosaatin hajoamista ja sorptiota maaperässä.

## 2 TEOREETTINEN TAUSTA

### 2.1 Glyfosaatti ympäristössä

Jotta torjunta-aineiden käytön riskejä voitaisiin arvioida, tulee niiden ympäristökohtalo tuntea. Ympäristökohtalolla tarkoitetaan päätymistä ilmaan, maaperään ja vesiin sekä pysyvyyttä ympäristössä. Jo yhdisteen kemiallisten ominaisuuksien perusteella voidaan päätellä paljon sen käyttäytymisestä ympäristössä ja enemmän tietoa saadaan laboratorio- ja kenttäkokeiden perusteella. Glyfosaatin tiedetään olevan haihtumaton, hyvin vesiliukoinen sekä maaperässä suhteellisen kulkeutumaton. Puoliintumisajan tiedetään vaihtelevan olosuhteista riippuen muutamasta päivästä kuukausiin. Euroopan komissio (2002) on julkaissut glyfosaatin kemiallisista ominaisuuksista, toksikologiasta, ympäristökohtalosta ja ekotoksikologiasta kattavan raportin. Lisäksi englantilainen Hertfordshiren yliopisto ylläpitää ja päivittää tietokantaa torjunta-aineiden ominaisuuksista (PPDB 2007).

#### 2.1.1 Glyfosaatin kulkeutuminen ilmassa

Ilman kautta glyfosaatti ei kulkeudu muutoin kuin ruiskutusten yhteydessä, sillä glyfosaattimolekyylillä on luonteeltaan haihtumaton. Erityisesti tuulisella säällä ruiskutettaessa glyfosaattia voi kulkeutua kohdealueen ulkopuolisillekin alueille. Useat glyfosaatilla käsittelemättömiltä alueilta otetut näytteet ovat antaneet todisteita siitä, että kontaminaatiota sattuu varsin usein (Laitinen ym. 2007).

#### 2.1.2 Glyfosaatin käyttäytyminen suomalaisessa peltomaassa

Glyfosaattia päätyy maaperään joko suoraan ruiskutuksen yhteydessä tai vapautumalla solukoiden hajoamisen seurauksena kasvin kuollessa. Hajoamaton glyfosaatti päätyy kasvin versoista maan pintakerrokseen tai juurista syvempiin maakerrokseen (Borggaard 2011). Eri tutkimusten mukaan kasviin imeytyneestä glyfosaatista päätyy juuriin 10–25 %. Juurten hajotessa glyfosaattia vapautuu syvemmälle maaperään ja voi päätyä pohjaveteenkin (Laitinen ym. 2007; Laitinen ym. 2009). Maaperän sorptio- eli sitomiskyky riippuu, kuinka paljon glyfosaattia päätyy ja pidättyy maan eri kerrokseen. Maaperän sorptiokykyyn vaikuttavat monet

seikat, kuten maalaji, alumiini- ja rautaoksidien määrä, maaperän fosforitila, pH sekä orgaanisen aineksen määrä (Aparicio ym. 2013). Voimakkaan sorption johdosta glyfosaatti inaktivoituu nopeasti maaperässä, mikä mahdollistaa kylvön pian ruiskutuksen jälkeen (Borggaard 2011).

Maaperässä suuri osa glyfosaatista sitoutuu raudan ja alumiinin (hydr-)oksideihin ja savi-mineraaleihin. Saveslajitteen määrällä ja laadulla on merkitystä glyfosaatin sitoutumiselle (Aparicio ym. 2013; Borggaard 2011). Aitosavimaissa saveslajitteen osuus on suurin, 60–95 % tilavuuspainosta. Savimineraalit puolestaan muodostavat 70 % saveksesta (Hartikainen 1992). Suomessa tyypillisiä savimineraaleja ovat illiitti, vermikuliitti ja kloriitti (Hartikainen 1992), joiden kyky sitoa glyfosaattia on vaatimaton (Gimsing ym. 2007). Noin 20 % saveksesta on hydratoituneita oksideja (Al, Fe, Si), jotka muodostavat maahiukkasten pinnalle reaktioaktiivisen kerroksen (Hartikainen 1992). Rauta- ja alumiinioksidien kyky sitoa glyfosaattia on erinomainen, mutta jos sitoutumispaikoista on pulaa, ne suosivat fosforia glyfosaatin kustannuksella (Borggaard 2011; Gimsing ym. 2007). Savimineraalien kohdalla glyfosaatin ja fosforin välistä kilpailua sitoutumispaikoista ei esiinny (Gimsing ym. 2007).

Orgaanisen aineksen määrän on todettu vaikuttavan epäsuorasti glyfosaatin sorptioon, sillä se saattaa tukkia potentiaaliset sitoutumispaikat. Maan pH:n vaikutus glyfosaatin sorptioon on puolestaan erittäin selkeä – mitä korkeampi pH, sitä huonommin glyfosatti (ja fosfori) sitoutuu. pH:n vaikutus on suurempi glyfosaatin kuin fosforin sitoutumiseen (Borggaard 2011). Happamissa maissa glyfosatin sekä rauta- ja alumiinioksidien sähköinen varaus on otollisin kompleksinmuodostukselle (Giannopolitis & Kati 2009). pH:n muuttuessa emäksisempään suuntaan, metallioksidien pintavaraukset vaihtuvat positiivisesta negatiiviseksi. Koska myös glyfosaattimolekyylillä on negatiivinen varaus, metallioksidit ja glyfosaatti alkavat samanmerkisinä hylkiä toisiaan lähentymisen sijaan (Borggaard & Gimsing 2008).

Glyfosaatin hajoaminen on ensisijaisesti mikrobiologinen prosessi (Borggaard 2011). Biologiseen aktiivisuuteen vaikuttavat maaperän fysikaalis-kemialliset ominaisuudet sekä lämpötila (Al-Rajab & Hakami 2014). Lisäksi glyfosaatin hajoamisnopeuteen vaikuttaa sen biosaattavuus (Borggaard 2011). Maaperään sitoutunut glyfosaatti ei ole biosaattavassa muodossa, mutta olosuhteiden muuttuessa osa siitä voi päätyä maaveteen. Mikrobit (etupäässä *Pseudomonas*-suvun bakteerit) pystyvät hajottamaan helposti vain maavedessä vapaana olevaa glyfosaattia (Aparicio ym. 2013). Mikrobien suorittama hajotustoiminta alkaa ilman viivettä eli lag-vaihetta, vaikkei lohkolle olisi koskaan aiemmin glyfosaattia levitetty. Tämä viittaa siihen, että mikrobeilla on jo olemassa hajotukseen tarvittavat entsyymit (Al-Rajab & Hakami

2014). Huolimatta glyfosaatin voimakkaasta sorptiosta, sitoutuneen glyfosaatin varastot vähenyvät maaperästä aikaa myöten (Borggaard 2011).

### 2.1.3 Glyfosaatin päätyminen pellolta vesistöön

Glyfosaatin voimakas sitoutuminen maaperän kiintoainekseen rajoittaa sen kulkeutumista pinta- ja salaojavalunnan kautta vesistöihin. Vielä vuonna 2008 julkaistussa kirjallisuuskatsauksessa (Borggaard & Gimsing 2008) esitettiin, ettei glyfosaattia pääse lainkaan pohjavesiin ja vain harvinaisissa tapauksissa sitä huuhtoutuu pintavesiin. Luulo on kuitenkin osoittautunut vääräksi. Maaperässä olevaa glyfosaattia kulkeutuu vesistöön sekä liukoisessa muodossa että maapartikkelien mukana. Sateen sattuessa pian ruiskutusten jälkeen, glyfosaattia voi lisäksi huuhtoutua suoraan kasvin pinnalta (Coupe ym. 2012). Mitä vähemmän aikaa ruiskutuksen ja ensimmäisen sateen välillä on, sitä suurempi on glyfosaatin huuhtoutumisriski (Borggaard 2011). Valumavesien glyfosaattipitoisuus on korkeimmillaan pian ruiskutuksen jälkeen (Coupe ym. 2012). Maaperän ylin kerros (0–2 cm) on eniten altis pintavalunnalle (Turtola 1999).

Pellon kaltevuus vaikuttaa huuhtoutuvan glyfosaatin määrään. Kaltevilta mailta glyfosaattia huuhtoutuu runsaammin pintavalunnan mukana, kun taas tasaisilla mailloilla glyfosaatilla on enemmän aikaa suodattua maaprofiiliin ja sitoutua maaperään. (Aparicio ym. 2013). Pintamaan kyky pidättää vettä selittää osaltaan valuma-alueiden välisiä eroja glyfosaatin huuhtoutumisessa (Ulén ym. 2013). Viljelymenetelmällä on myös todettu olevan vaikutusta glyfosaatin huuhtoutumiseen. Pintavalunnan ja sen mukana huuhtoutuvan glyfosaatin määrän on todettu useissa tutkimuksissa olevan korkeampi suorakylvössä kuin perinteisiä muokkausmenetelmiä käytettäessä (Ulén ym. 2012; Ulén ym. 2013; Warnemuende ym. 2007). Tämä perustuu mm. maan tiivistymiseen ja vähentyneeseen veden suotautumiseen suorakylvössä (Warnemuende ym. 2007). Warnemuende ym. (2007) havaitsivat suorakylvölohkoilta tulevan valuntaa noin 50 % enemmän kuin kyntölohkoilta.

Vaikka pääosa vesistöihin päätyvästä glyfosaatista tulee pintavalunnan mukana, voivat salaojatkin olla tärkeässä roolissa. Näin on etenkin savimailla, missä glyfosaatin pidäytyminen tiiviiseen pohjamaahan on vähäistä ja nopeat ohivirtausreitit kuljettavat glyfosaattipitoista vettä salaojiin. Yleensä kuitenkin salaojasysteemiin päätyvä vesi on kulkenut paksun maakerroksen läpi ennen salaojaan päätymistään (Coupe ym. 2012). Etenkin kyntömuokatuilla pelloilla makrohuokosten reitit katkeavat, mikä hidastaa glyfosaatin kulkeutumista maaperässä (Ulén ym. 2012). Mitä hitaammin glyfosaatti kulkeutuu maaperässä, sitä enemmän jää aikaa



hajoamiselle ja sorptiolle (Coupe ym. 2012). Vain glyfosaatin täydellinen mineralisoituminen eli hajoaminen voi estää ympäristön saastumisen (Aparicio ym. 2013). Hajoamisprosessin lopputuotteina muodostuu fosfonihappoa, hiilidioksidia, ammoniumsuoloja sekä formaldehydiä (Székás & Darvas 2012).

## 2.2 Mallinnus ja MACRO 5.2 -huuhtoutumismalli

Torjunta-aineiden tietokonemallinnusta on tehty 1970-luvulta lähtien (Boesten 2000). Ensimmäiset MACRO-mallin versiot kehitettiin 1980–90 -lukujen taitteessa, minkä jälkeen mallin kehitystyö on jatkunut koko ajan (Jarvis & Larsbo 2012). Nykyiset MACRO-mallit jaetaan hallinnollisiin ja tutkimusmalleihin. Hallinnolliset mallit (MACROinFOCUS, MACRO-DB ja MACRO-SE) on tarkoitettu päätöksenteon ohjaamiseksi ja tueksi. Hallinnolliset mallit pohjautuvat mallin tutkimusversioon, jonka tavoitteena on parantaa tietämystä huuhtoutumiseen vaikuttavien tekijöiden monimutkaisista vuorovaikutuksista, tunnistaa tietoaaukot sekä luoda uusia hypoteeseja, joita voidaan kokeellisesti testata (Jarvis ym. 1997).

Yksiulotteisella (1D) MACRO-mallilla pystytään simuloimaan veden virtausta sekä reaktiivisen liuenneen aineen (erityisesti pestisidien) pystysuuntaista kulkeutumista maaprofiilissa. Malli ylläpitää veden ja aineen massataseita sekä aineen pääprosesseja (sorptio ja hajoaminen). Vesivaraston muutokseen vaikuttavat sadanta, haihdunta kasvin kautta ja maaperästä, pinta- ja salaojavalunnat sekä suotautuminen maaprofiilin läpi (perkolaatio). Lisäksi malli huomioi lumen kertymisen ja sulamisen, mutta ei maan jäätymistä (Jarvis & Larsbo 2012).

MACRO on ns. monihuokosmalli, joka jakaa maaperän huokokset kahteen luokkaan, mikro- ja makrohuokosiin. Mallin kaksoisläpäisevyys tarkoittaa sitä, että maamatriisin (maaperän kiinteä osuus) pienissä mikrohuokosissa veden ja aineen liikkeet ovat hitaita, kun taas makrohuokosissa kulkeutuminen on verrattain nopeaa (Jarvis & Larsbo 2012; Warsta 2011). Makrohuokokset huomioon ottavat mallit, soveltuvat erityisesti kivennäismaille, missä ohivirtausreitit ovat keskeinen tekijä torjunta-aineiden kulkeutumisessa (Boesten 2000). Larsbo ja Jarvis (2003) ovat julkaisseet mallin yksityiskohtaisen teknisen kuvauksen, josta löytyvät mallin käyttämät yhtälöt ja niiden laskukaavat. Siksi kaavoja ei tässä yhteydessä esitellä tarkemmin. Mallia käytettäessä kustakin parametrasta ilmoitetaan siihen liittyvien yhtälöiden numerot siten kuin ne on mallin teknisessä kuvauksessa esitetty (Larsbo & Jarvis 2003).

MACRO-mallissa mikrohuokosissa tapahtuvia veden liikkeitä kuvataan Richardsin yhtälöllä, joka perustuu paineen aiheuttamaan virtaukseen matriisissa. Makrohuokosten veden osalta käytetään puolestaan ns. yksinkertaista kinemaattista aaltoyhtälöä, jossa mm. veden

kapillaarinen nousu jätetään huomiotta ja veden kulkeutuminen tapahtuu yksinomaan painovoimaisesti vedellä kyllästyneiden makrohuokosten vedenjohtavuuden mukaan (Jarvis & Larsbo 2012; Larsbo & Jarvis 2003). Veden siirtyminen mikrohuokosista makrohuokosiin tapahtuu maan matriisin ollessa vedellä kyllästetty (Jarvis & Larsbo 2012). Mallin XMPOR-parametri kuvaa vesipitoisuutta, jossa mikrohuokokset ovat täynnä ja makrohuokokset tyhjiä (Beulke ym. 2002). Vettä voi myös siirtyä makrohuokosista takaisin mikrohuokosiin, kun matriisissa on puutetta vedestä (Jarvis & Larsbo 2012). Tehollista diffuusiomatkaa kuvaava ASCALE- parametri kontrolloi veden kulkua mikro- ja makrohuokosten välillä (Beulke ym. 2002). Jos sateen intensiteetti on suurempi kuin maan vedenjohtokyky ja pintakerroksen mikro- ja makrohuokokset täyttyvät vedestä, vesi joka ei kykene imeytymään maahan, poistuu simulointisysteemistä pintavaluntana (Scorza Júnior ym. 2007).

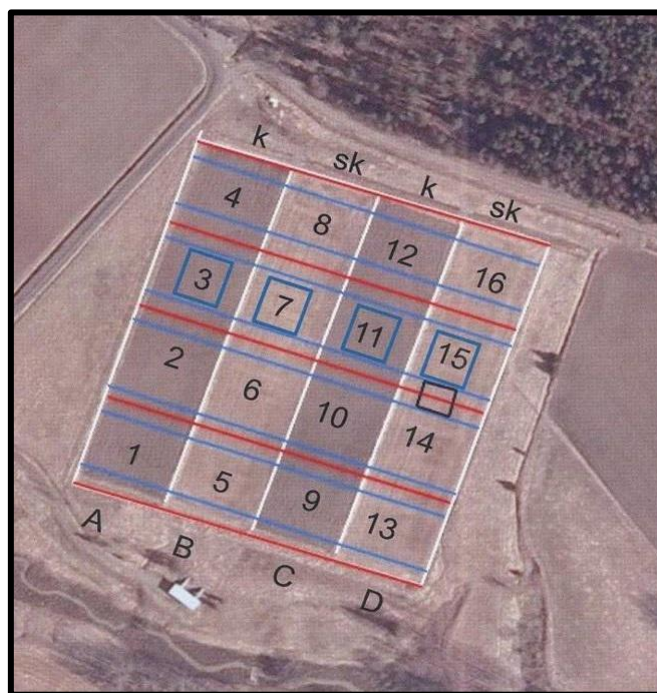
Aineen kulkua sekä mikro- että makrohuokosissa kuvataan konvektio-dispersio-yhtälöllä. Aine jakautuu maaperässä kiinteään ja nestemäiseen osaan mikro- ja makrohuokosissa. Aineen hajoamiselle annetaan hajoamiskertoimet eri faaseissa (mallin parametrit DEGMIS, DEGMIL, DEGMAS, DEGMAL) ja hajoamisen oletetaan noudattavan ensimmäisen asteen kinetiikkaa, eli hajoamisnopeuden olevan suorassa suhteessa aineen pitoisuuteen. Maan lämpötila ja kosteus vaikuttavat hajoamisnopeuteen. (Jarvis & Larsbo 2012). Aineen sitoutumista maaperään kuvataan Freundlichin sorptioyhtälöllä, johon kuuluvat sekä eksponenttitermi (FREUND) että sorptiokerroin (ZKD). Freundlichin yhtälön avulla aine jaetaan sitoutuneeseen ja liukoiseen muotoon. Makrohuokosten sitoutumispaikkojen osuus (FRACMAC) taas määrää sen, kuinka paljon ainetta pidättyy makrohuokosiin (Jarvis & Larsbo 2012; Larsbo & Jarvis 2003).

### 3 AINEISTO JA MENETELMÄT

#### 3.1 Kotkanojan huuhtoutumiskoekenttä ja kenttäkoe

Luonnonvarakeskuksen Kotkanojan huuhtoutumiskoekenttä Jokioisilla on perustettu vuonna 1975. Kentän pinta-ala on noin 1,7 ha ja sen kaakkoiskulma on kolme metriä luoteiskulmaa alempana – keskimääräinen kaltevuus on 2 % (vaihteluväli 1–4 %). Maalaji on aitosavi, jonka saveksesta suurin osa on illiittiä. Kenttää ympäröivät avo-ojat. Salaojaputket ovat metrin syvyydessä 16,5 metrin etäisyydellä toisistaan. Alkuperäiset, vuonna 1962 asennetut tiiliset sa-

laojaputket, korvattiin muovisilla 1991. Kenttä on jaettu neljään erilliseen lohkoon, joita erottavat toisistaan 30 cm:n korkuiset kasvillisuuskaistat sekä metrin syvyyteen ulottuva muovi. Kukin lohko on jaettu neljään 33 m \* 33 m ruutuun (kuva 1). Pintavalunta saadaan mitattua lohkokohtaisesti, salaojavalunta ruutukohtaisesti kentän päässä sijaitsevassa mittauskopissa, jonka kautta valumavedet kulkevat (Turtola 1999).



**Kuva 1. Kotkanojan huuhtoutumiskoekenttä. Pintavalunnan mukana tulevat vedet saadaan eroteltua lohkokohtaisesti (A-D), salaojavedet ruutukohtaisesti (1-16). Salaojavalunnan glyfosaattinäytteet on kerätty ruuduilta 3, 7, 11 ja 15. Salaojien sijainti on merkitty sinisillä viivoilla, punaiset viivat ovat ruutujen rajoja. Lohkot A ja C ovat kyntölohkoja (k), B ja D suorakylvölohkoja (sk). (Ilmakuva (2013) 1:2000 © Maanmittauslaitos 3/2015.)**

Kotkanojan huuhtoutumiskoekentältä on kerätty pinta- ja salaojavaluntaa koskevia tietoja kentän valmistumisesta lähtien. Lisäksi eri tutkimushankkeiden yhteydessä on saatu paljon muutakin tutkimusaineistoa. *Glyfosaatin käytön aiheuttamat ympäristöriskit: aineen kulkureitit savimaalla ja päätyminen vesistöön* eli GlyFos-hankkeen puitteissa kenttää käsiteltiin glyfosaatilla vuosina 2007–2013. Viljelytoimenpiteet ja glyfosaattikäsittelyt on esitetty taulukossa 1. Koe alkoi pitkäaikaisen (2002–2007) sirppimailas-ruokonatakasvuston tuhoamisella glyfosaatin avulla lokakuussa 2007. Seuraavana keväänä koko koekentän alalle suorakylvettiin kauraa. Vuoden 2008 syksyllä A- ja C-lohkot kynnettiin, mutta B ja D-lohkot jätettiin kyntämättä. Tämän jälkeen A- ja C-lohkot pidettiin kyntölohkoina ja B- ja D-lohkot suorakylvölohkoina. Kokeen ajan kentällä viljeltiin kevätiljoja: 2008–2010 kauraa, 2011–2013 ohraa.

Glyfosaattia ruiskutettiin todellisen tarpeen mukaisesti. Kyntölohkoilla tämä tarkoitti syyskäsittelyä 2–3 vuoden välein, suorakylvölohkoilla glyfosaattikäsittely tehtiin joka syksy sekä vuosien 2011 ja 2013 keväällä. Glyfosaattia käytettiin valmisteen suositusten mukaisesti. Glyfosaattinäytteitä otettiin Kotkanon koekentän valumavesistä, maaperästä ja puintijätteistä. Tämän tutkimuksen käytössä olivat vuosien 2011–2013 otettujen vesi- ja maanäytteiden analyysitulokset.

**Taulukko1. Viljelytoimenpiteet Kotkanon huuhtoutumiskoe kentällä vuosina 2007–2013.**

Vuosi	Glyf (B, D)	Glyf (A, C)	Suorak (B, D)	Äestys (A, C)	Kylvö (A, C)	Rikkaruiskutus	Sadonk (A-D)	Kyntö (A, C)	Kasvi	Aine	Määrä (l/ha)
2007	8.10.	8.10.	-	-	-	-	23.8.	-	Nurmi Kaura	Rambo (360 g/l)	5,6
2008	7.10.	-	16.5.	- (sk) 4.5.	16.5. sk	kesällä	22.9.	5.-6.11.	(Roope) Kaura	Rambo (360 g/l)	4
2009	8.10.	-	20.5.	22.5. 19.5.	22.5.	18.6.	16.9.	23.10.	(Roope) Kaura	Rambo (360 g/l)	4
2010	20.9. 10.5.	20.9. -	8.6.	9.6. 19.5.	9.6.	1.7.	14.9.	18.10.	(Roope) Ohra	Glyfokem (360 g/l)	3
2011	26.9.	-	26.5.	26.5. 21.5.	26.5.	22.6.	5.9.	19.10.	(Edvin) Ohra	Glyfokem (360 g/l)	2,5 3
2012	25.9. 20.-21.5.	25.9. -	28.5.	22.5. 13.5.	22.5.	29.6.	4.9.	1.11.	(Edvin) Ohra	Glyfokem (360 g/l)	4 3
2013	24.9.	-	22.5.	21.5.	21.5.	24.6.	29.8.	24.9.	(Einari)	Ranger (360 g/l)	3

### 3.2 Mallin valinta

Simulointityökaluksi valittiin ruotsalainen, tutkimuskäyttöön tarkoitettu, MACRO 5.2 -huuhtoutumismalli, joka on ollut käytössä vuodesta 2010 (Larsbo & Jarvis 2012). Perusteet mallin valinnalle olivat selkeät – mallin aiempi versio pärjäsi hyvin kotimaisessa vertailussa (Siimes & Kämäri 2003) ja mallia käytetään EU:n kasvinsuojeluaineiden rekisteröintiskenaa-rioissa kuvaamaan salaojen kautta tapahtuvaa pestisidikuormitusta (FOCUS). Nykyisestä versiosta ei tähän mennessä ole julkaistu sen toiminnan testausta käsittelevää laajempaa artikkelia. Sen sijaan mallin edellisestä versiosta (v 5.1) on julkaistu varsin kattava selvitys (Scorza Júnior ym. 2007). Mallin merkittävänä etuna on se, että malli huomioi nopeat ohivirtausreitit jakamalla maaperän huokoset mikro- ja makrohuokosiin. Makrohuokosten kautta tapahtuva kulkeutuminen on tärkeässä roolissa etenkin tiiviillä savimailla. Lisäksi mallin käyttö on maksutonta ja sen saa ladata vapaasti käytettäväkseen Ruotsin maatalousyliopiston (SLU) verkkosivuilta <<http://www.slu.se/en/collaborative-centres-and-projects/centre-for-chemical-pesticides-ckb1/areas-of-operation-within-ckb/models/macro-52/>>.

### 3.3 Mallinnuksen aloittaminen

#### 3.3.1 Lähtötiedot

Mallinnus aloitettiin antamalla mallille lähtötiedoiksi sadetta ja muita meteorologisia tekijöitä koskevat tiedot. Mittaukset on tehty Ilmatieteen laitoksen Jokioisten observatoriolla, joka sijaitsee Kotkanojan huuhtoutumiskoekentän välittömässä läheisyydessä. Päivittäisen sadannan lisäksi tarvittiin vuorokauden minimi- ja maksimilämpötilat, keskimääräinen tuulennopeus, höyrynpaine ja säteily. Säteilytiedot puuttuivat 33 päivältä mallinnusjakson aikana. Suuri osa havainnoista (17 kpl) puuttui vuoden 2008 kasvukaudelta. Puuttuvat säteilyhavainnot korvattiin soveltamalla Hargreavesin kaavaa (Allen ym. 1998):

$$R_s = k_{Rs} \sqrt{(T_{\max} - T_{\min})} R_a \quad (1)$$

missä,

$k_{Rs}$  on auringonsäteilyn sovituskertoimen (0,16... 0,19) [ $^{\circ}\text{C}^{-0.5}$ ],

$T_{\max}$  on maksimilämpötila [ $^{\circ}\text{C}$ ],

$T_{\min}$  on minimilämpötila [ $^{\circ}\text{C}$ ],

$R_a$  on avaruussäteily [ $\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ].

Sovituskertoimeksi ( $k_{Rs}$ ) valittiin 0,16 Allenin ym. (1998) ohjeiden mukaisesti, sillä Kotkanojan huuhtoutumiskoekenttä sijaitsee sisämaassa, eikä ole meren tai muiden suurten vesistöjen välittömässä vaikutuspiirissä.

Seuraavaksi määritettiin avaruussäteily. Tämä tehtiin leveyspiirin asteiden ja minuuttien mukaisesti. Avaruussäteily leveyspiireittäin saatiin taulukosta 2 (Allen ym. 1998).

**Taulukko 2. Päivittäinen avaruussäteily ( $R_a$ ) [ $\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ] pohjoisen pallonpuoliskon leveyspiireillä kunkin kuukauden 15. päivänä (Allen ym. 1998).**

Leveysaste	Tam	Hel	Maa	Huh	Tou	Kes	Hei	Elo	Syy	Lok	Mar	Jou
70	0,0	2,6	10,4	23,0	35,2	42,5	39,4	28,0	14,9	4,9	0,1	0,0
68	0,1	3,7	11,7	23,9	35,3	42,0	38,9	28,6	16,1	6,0	0,7	0,0
66	0,6	4,8	12,9	24,8	35,6	41,4	38,8	29,3	17,3	7,2	1,5	0,1
64	1,4	5,9	14,1	25,8	35,9	41,2	38,8	30,0	18,4	8,5	2,4	0,6
62	2,3	7,1	15,4	26,6	36,3	41,2	39,0	30,6	19,5	9,7	3,4	1,3
60	3,3	8,3	16,6	27,5	36,6	41,2	39,2	31,3	20,6	10,9	4,4	2,2
58	4,3	9,6	17,7	28,4	37,0	41,3	39,4	32,0	21,7	12,1	5,5	3,1

Kotkanojan sijainti on 60°49' N. Tämä muutettiin desimaaleiksi ( $60 + 49/60 = 60,82$ ). Koska Kotkanoja sijaitsee 60. ja 62. leveyspiirin välillä, laskettiin näiden painotettu keskiarvo:

$$\begin{aligned} a &= 60,82 - 60 = 0,82 \\ b &= 62 - 60,82 = 1,78 \\ \rightarrow R_a(60,82) &= (1 - a/(a+b)) * R_a(60) + (1 - b/(a+b)) * R_a(62) \end{aligned} \quad (2)$$

Näin saatiin määritettyä Kotkanojalle leveyspiirin mukainen avaruussäteily (taulukko 3). Kaavaan sijoitettaessa kerrotaan kyseisen kuukauden avaruussäteily auringonsäteilyn sovitus-kertoimella.

**Taulukko 3. Avaruussäteily ( $R_a$ ) [ $\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ] kuukausittain. Kotkanoja, Jokioinen.**

	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
$R_a$ 60	3,3	8,3	16,6	27,5	36,6	41,2	39,2	31,3	20,6	10,9	4,4	2,2
$R_a$ 62	2,3	7,1	15,4	26,6	36,3	41,2	39,0	30,6	19,5	9,7	3,4	1,3
<b><math>R_a</math> 60,82 (Jok.)</b>	<b>2,9</b>	<b>7,8</b>	<b>16,1</b>	<b>27,1</b>	<b>36,5</b>	<b>41,2</b>	<b>39,1</b>	<b>31,0</b>	<b>20,1</b>	<b>10,4</b>	<b>4,0</b>	<b>1,8</b>

Mallia käytettäessä havaittiin sen yliarvioivan potentiaalista haihduntaa eli potentiaalista evapotranspiraatiota (PET). Tästä syystä jouduttiin tekemään ns. PET-korjaus. Mallin arvioimaa potentiaalista evapotranspiraatiota muokattiin siten, että talvipäivien haihdunnaksi laitettiin arvo 0. Talven katsottiin alkavan ensilumesta ja jatkuen helmikuun loppuun. Tästä eteenpäin arvon 0 saivat kaikki ne päivät, jolloin oli lunta. Lumitiedot saatiin ympäristöministeriön ylläpitämästä Oiva-palvelusta (Oiva 18.9.2014). Käytettyjä tietoja olivat lumilinja mittaukset Jokioisilta ja lumen vesiarvot Forssasta. Tämän jälkeen mallin lähtötietoina käytettiin sateen vuorokausiaineiston lisäksi muokattua potentiaalista evapotranspiraatiota sekä vuorokauden maksimi- ja minimilämpötiloja.

### 3.3.2 Maaperän ominaisuudet

Maaprofiilin tiedot saatiin 21.9.2011 teetetystä viljavuusanalyysistä sekä aiemmista Kotkanojan maaperätutkimuksista (Yli-Halla ym. 2000; Uusitalo 2004; Peltovuori 2006; Kinsel & Turtola 2000; Puisto 2012). Nämä tiedot on esitetty taulukossa 4. Tekstuurin osalta päävaivaa aiheutti se, että lajitteet oli jaoteltu lähes kaikissa tutkimuksissa saves-, hiesu-, hieta- ja hiekkaprosentin mukaan. Mallille pitää kuitenkin antaa maalajitteet kolmessa luokassa, joita ovat saves ( $< 2 \mu\text{m}$ ), siltti ( $2 - 50 \mu\text{m}$ ) ja hiekka ( $50 - 2000 \mu\text{m}$ ). Tämä jaottelu eroaa suomalaisesta peltomaiden tekstuuriluokittelusta. Mallin siltti vastaa suunnilleen hiesun ( $2 - 20 \mu\text{m}$ )

ja hienon hiedan (20–60 µm) summaa, mutta Kotkanojan hiedan osuus on jaoteltu hienoon ja karkeaan osaan vain Yli-Halla ym. (2000) julkaisussa. Muiden Kotkanojan maalajitetutkimusten hietatulokset jaettiin hienoon ja karkeaan osaan käyttäen samaa suhdetta. Mallille annettiin kaikkien tekstuuritulosten keskiarvo.

Rakenne, lujuus ja muoto perustuvat Luonnonvarakeskuksen erikoistutkija Risto Uusitalon asiantuntemukseen Kotkanojan koekentästä (Risto Uusitalo suull. tied. 25.7.2014). Simuloidun maakerroksen paksuus valittiin niin, että se ulottui pohjaveden pinnan alapuolelle. Kotkanojan huuhtoutumiskoekentältä oli tehty pohjavesimittauksia vuosina 1997–1999. Pohjaveden syvyys maanpinnasta oli vaihdellut tuona aikana 68 cm:stä yli 170 cm:iin. Yli-Halla ym. (2000) olivat määrittäneet Kotkanojan maaprofiilin aina 210 cm:n syvyyteen asti, joten tämä valittiin simuloitavan maakerroksen kokonaispaksuudeksi.

**Taulukko 4. Kotkanojan maaprofiilin tiedot mallinnusta varten (k = kyntö, sk = suorakylvö).**

Horizon	Clay %	Silt %	Sand %	pH		Bulk. Dens		Org C %	Thickness	Texture	Structure	Strenght	Shape
k+sk	k+sk	k+sk	k+sk	k	sk	k	sk	k+sk	k+sk	k+sk	k+sk	k+sk	k+sk
Ap	61	25	14	6,03	6,12	1,14	0,95	2,5	2,5	clay	medium	moderate	blocky
Ap	61	25	14	6,03	6,07	1,14	0,90	2,5	2,5	clay	medium	moderate	blocky
Ap	61	25	14	6,03	5,97	1,14	1,00	2,5	5,0	clay	medium	moderate	blocky
Ap	61	25	14	6,03	6,03	1,14	1,52	2,5	15,0	clay	medium	moderate	blocky
B	63	23	14	5,91	5,91	1,25	1,25	0,6	10,0	clay	coarse	strong	blocky
B	78	13	9	6,07	6,07	1,27	1,27	0,4	20,0	clay	medium	weak	blocky
B	86	10	4	6,77	6,77	1,30	1,30	0,3	20,0	clay	fine	weak	prismatic
C	92	4	4	7,04	7,04	1,60	1,60	0,3	135,0	clay	(very) coarse	medium	platy

< 2 µm    2-50 µm    50-2000 µm

### 3.3.3 Parametrien valinta

Kaikki käytetyt parametrit on esitetty liitteessä. Parametrien valinta tehtiin ensisijaisesti kentältä saatujen mittaustulosten mukaan. Koska kaikkea vaadittuja parametreja ei kuitenkaan ollut mitattu tai muuten saatavilla, käytettiin FOCUS-skenaarioiden mukaisia suosituksia. Mikäli muuta ohjetta ei ollut, käytettiin parametrisoinnissa mallin antamaa oletusarvoa tai ns. FOOTPRINT-tietokannan pedotransfer-funktioiden avulla laskettuja parametreja (Dubus ym. 2009). Malli laski arvot maannostietokannan perusteella luotujen kaavojen avulla, käyttäen lähtötietona yksinkertaista maaprofiilin kuvausta (tekstuuri, struktuuri, orgaaninen aines, tilavuuspaino).

Viljelykasvia koskevat parametrit määritettiin todellisten kylvö- ja korjuuajankohtien mukaan. Itämisen oletettiin alkavan viidentenä päivänä kylvöstä. Viljakasvin oletettiin saavuttavan lehtialan ja juurten maksimaalinen laajuus 55 päivän kuluttua taimettumisesta, kun taas nurmelle valittu ajankohta oli päivää ennen sadonkorjuuta. Nurmelle käytettiin osin FOCUS-ohjeen mukaisia lehtivihannesten parametreja (Anon. 2012a,b). Kauran ja ohran osalta juurten syvyystietoja muokattiin kentältä tehtyjen havaintojen mukaisesti. Juurten kasvu määritettiin alkamaan kylvösyvyydestä. Maksimisyvyydeksi määritettiin kauran juurille 55 cm ja ohran juurille 70 cm, mikä poikkeaa FOCUS-ohjeen savimaille annetusta 60 cm:n suosituksesta (Anon 2012a,b), sillä kentältä oli tehty havaintoja juurista 70 cm:n syvyydessä.

Maaperäfysikaaliset parametrit saatiin kenttäkokeiden tuloksista ja mallin oletusarvoina. Kentältä saadut tulokset olivat osittain suhteellisen vanhoja (näytteenotto tehty 17.12.1996), joten niihin suhtauduttiin hieman varauksellisesti (Heinonen ym. 2013). Kenttäkokeen tulosten perusteella SYKE:n tutkija Katri Siimes teki maaperän vedenpidätystä kuvaavan pF-käyrän 3–4 pisteen sovituksen käyttäen pienimmän neliösumman virheen minimointia. pF-käyrästä saatiin osa mallin tärkeimmistä parametreista:

pF 4,2	= lakastumisraja, WILT
pF 1	= mikro- ja makrohuokosten raja, XMPOR
pF 0	= vedellä kyllästetyn maan kokonaishuokoisuus, TPORV

pF-käyrän sovituksesta saatiin myös mallille tarvittavat, vedenpidätyskäyrän muotoa kuvaavat, van Genuchtenin yhtälön  $\alpha$  ja  $N$ , joita ei voida suoraan mitata.

Kylläisen maan vedenjohtokykyä (KSATMIN) oli mitattu kentällä sekä kyntölohkoilta että pitkäaikaiselta nurmelta. Nurmipelloilta tehtyjä mittauksia käytettiin kuvaamaan suorakylvölohkojen vedenjohtavuutta. Kyntölohkojen  $A_p$ -horisontin (muokkauskerros) alapuolisia KSATMIN-arvoja muutettiin, sillä mitatut tai pedotransfer-arvot eivät olleet sopivia kuvaamaan havaittua salaojavaluntaa. Ensin valittiin arvot mitattujen ja pedotransfer-arvojen puolivälistä sitten vielä laskettiin arvot näiden tulosten ja mitattujen arvojen puolivälistä. Näin saatiin KSATMIN B-horisonttiin (muokkauskerroksen alapuolinen rapautunut kerros). Syvimällä eli C-horisontissa (muuttumaton pohjamaa) käytettiin sekä kyntö- että suorakylvölohkoilla pedotransfer-arvoa.

Ruiskutuksia koskevat tiedot saatiin koekentän käsittelyä koskevasta tiedostosta. Torjunta-aineesta arvioitiin päätyvän maahan 80 %. Kotkanojan huuhtoutumiskoekentältä oli aiemman tutkimuksen yhteydessä otettu näytteitä, joista oli määritetty pinta- ja pohjamalle Freundlichin



sorptiokerroin sekä Freundlichin eksponentti (Autio ym. 2004), joita hyödynnettiin tässä tutkimuksessa. Risto Uusitalon mukaan on todennäköistä, että tiiviissä ja muokkaamattomassa pohjamaassa glyfosaatti kulkeutuu kerrosten läpi nopeasti halkeamia ja muita makrohuokosia pitkin, eikä ole juuri kosketuksissa maan kanssa (Risto Uusitalo sähköposti 9.10.2014). Tässä työssä sorptio huomioitiin siksi vain 35 cm:n syvyyteen asti ja asetettiin tätä suurempien syvyyksien sorptiokertoimet lähelle nollaa.

Euroopan komission (2002) raportin mukaan glyfosaatin puoliintumisaika maaperässä laboratorio-oloissa mitattuna (20 °C) vaihtelee välillä 4–180 vuorokautta, ollen keskimäärin 49 vuorokautta. Puoliintumisaika lasketaan seuraavasta kaavasta:

$$DT_{50} = \frac{\ln(2)}{k} \quad (3)$$

missä,

$DT_{50}$  on puoliintumisaika vuorokausina [ $d^{-1}$ ]  
 $\ln(2)$  on luvun kaksi luonnollinen logaritmi  
 $k$  on hajoamisnopeus [ $d^{-1}$ ]

Sekä maapartikkeleihin sitoutuneen että vapaana maavedessä olevan glyfosaatin hajoamisnopeutta päätettiin testata vaihteluvälillä 0,07–0,003  $d^{-1}$ , mikä puoliintumisaikana ilmaistuna on  $DT_{50} = 10\text{--}231$ . Hypoteesina oli, että puoliintumisaika savimaassa saattaa olla hyvinkin pitkä. Kasvinsuojeluaineiden rekisteröinnissä huomioidaan syvyyden vaikutus hajoamiseen seuraavasti (Anon. 2000):

0–30 cm	1,0
30–60 cm	0,5
60–100 cm	0,3
> 100 cm	0,0

Näitä hajoamiskertoimia käytettiin simulointiprosessissa, kuitenkin muokkaamalla kerrosvahvuudet maaprofiilin mukaan. Hajoamiskertoimet määritettiin käyttämällä mallin hajoamiskertoimen laskentapainiketta, joka laski hajoamiskertoimet syvyyksittäin FOCUS-ohjeen mukaan:

0–25 cm	1,0
25–35 cm	0,75
35–55 cm	0,5
55–75 cm	0,35
> 75 cm	0,055

### 3.4 Mallin kalibrointi

Malli kalibroitiin manuaalisesti kahdessa erässä. Ensin kalibroitiin Kotkanojan huuhtoutumis-koekentän kyntölohkoille vuosien 1994–2001 kumulatiiviset salaoja- ja pintavalunnat sekä muut vesitaseeseen vaikuttavat tekijät, kuten haihdunta ja suotautuminen. Ajanjakso valittiin siten, että viljelykasvit vastasivat varsinaisen simulointijakson viljelykasveja, kauraa ja ohraa. Kalibrointiajoja tarvittiin useita ennen kuin pinta- ja salaojavalunnat saatiin simuloitua tyydyttävästi.

Varsinaisella simulointijaksolla (2007–2013) simuloitavana oli kyntölohkojen lisäksi suorakylvölohkoja, joiden hydrologian tiedettiin poikkeavan oleellisesti kyntölohkojen hydrologiasta. Simulointitulosten parantamiseksi jouduttiin joitain parametreja muokkaamaan kalibrointijaksoon verrattuna. Pintavalunnan lisäämiseksi sekä kynnettyjen että suorakylvettyjen lohkojen kylläisen maan vedenjohtokykyä (KSATMIN) ja kokonaishuokoisuutta (TPORV) muokattiin pienemmiksi kalibrointijakson arvoihin verrattuna. Kyntölohkoilla tarvitsi vain hieman pienentää edellä mainittujen parametrien arvoja muokkaukskerroksessa. Sen sijaan suorakylvölohkoilla kylläisen maan vedenjohtokykyä piti pienentää tuntuvasti koko maaprofiilissa pohjamaata lukuun ottamatta. Mikrohuokosten tilavuuteen (XMPOR) tai vedenjohtavuuteen (KSM) liittyviä parametreja ei muutettu, vaan muutokset liittyivät nimenomaan makrohuokosten tilavuuteen ja vedenjohtavuuteen. Myös veden suotautumiseen maaprofiilin pohjasta vaikuttavaa kerrointa (BGRAD) täytyi muuttaa pienemmäksi kokonaisvalunnan määrän kasvattamiseksi. Parametreja muutettiin yksi kerrallaan vaikutuksen selvittämiseksi.

Kun veden simuloinnit oli saatu suoritettua visuaalisesti ja hyvyyslukujen (luku 3.5) osalta tyydyttävästi, kalibroitiin torjunta-ainetta kuvaavat parametrit. Koska kentällä ei ollut aiemmin suoritettu glyfosaattiruiskutuksia, tehtiin kalibrointi varsinaiselle simulointijaksolle. Sekä glyfosaatin sorptiokerrointa (ZKD) että hajoamisnopeutta (DEGMIL, DEGMAL, DEGMIS, DEGMAS) täytyi pienentää, jotta glyfosaattia saatiin päätymään salaojavaluntaan havaitun mukaisesti. Lisäksi yritettiin pienentää tehollista diffuusiomatkaa (ASCALE) sekä nopeuttamaan makrohuokosvirtausta (ZN). Nämä toimet eivät kuitenkaan parantaneet simulointitulosta.

Havaitun ja simuloidun välinen hyvyysvertailu perustuu glyfosaatin osalta visuaaliseen aineistoon havaintojen vähäisen lukumäärän vuoksi. Lisäksi vesinäytteiden keräystavasta johtuen näyte saattoi koostua useamman päivän koontinäytteestä, jolloin glyfosaatin todellista pitoisuutta tiettyinä päivinä ei voitu luotettavasti selvittää.

### 3.5 Simulointien hyvyys

Simulointien onnistumista tarkasteltiin aluksi silmämääräisesti kuvista. Mallin kalibroinnin ja validoinnin mittariksi tarvitaan paitsi visuaalista, myös numeerista tietoa. Tätä saatiin laskemalla ns. hyvyysluvut simuloitujen ja havaittujen lukujen välille. Eri hyvyysluvut ottavat huomioon eri asioita, joten mikään luku yksinään ei riitä antamaan kokonaiskuvaa simuloinnin onnistumisesta (Krause ym. 2005; Moriasi ym. 2007). Tässä tutkimuksessa valittiin käytettäväksi kolme eri hyvyyslukua:  $R^2$ , NSE ja RSR. Simulointien onnistumista tarkasteltiin laskemalla hyvyysluvut vuosittain kumulatiivisille pinta- ja salaojavalunnoille. Parhaat simuloinnit valittiin hyvyyslukujen perusteella.

Lineaarinen regressio ( $R^2$ ) kuvaa mitattujen ja simuloitujen lukuarvojen välistä yhteyttä, toisin sanoen havaitut arvot selitetään simuloitujen avulla. Tuloksena on jokin luku 0 ja 1 välillä. Tavallisesti hyväksyttävän rajana pidetään sitä, että  $R^2 > 0,5$ . Mitä lähempänä arvoa 1 lineaarinen regressio on, sitä vähemmän esiintyy varianssia, jota malli ei pysty selittämään. Tuloksena saatu luku kuvaa siis sitä osuutta mitattujen arvojen varianssista, jonka malli selittää (Golmohammadi ym. 2014). Lineaarinen regressio ei yksinään riitä kuvaamaan simuloinnin hyvyttä, sillä se on hajontaan perustuva menetelmä, joka antaa hyvän tuloksen myös silloin, jos malli systemaattisesti yli- tai aliarvioi luvut (Krause ym. 2005).  $R^2$  lasketaan kaavalla:

$$R^2 = \left[ \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})(P_i - \bar{P})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (P_i - \bar{P})^2}} \right] \quad (4)$$

missä,

O = mitattu ja

P = simuloitu arvo

Nash-Sutcliffen tehokkuusluku (NSE) vaihtelee  $-\infty$  ja 1 välillä. Kun NSE on 1, mitatut ja simuloidut arvot vastaavat täydellisesti toisiaan. NSE 0 puolestaan tarkoittaa, että simuloidut tulokset ovat yhtä tarkkoja kuin mitattujen lukujen keskiarvo. Mikäli  $-\infty < \text{NSE} < 0$ , havaittujen tulosten keskiarvo on simulointitulosta parempi. Hyväksyttäviä ovat simulointitulokset, joiden NSE on 0-1, muut hylätään (Chen ym. 2012; Golmohammadi ym. 2014).

$$NSE = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2 - \sum_{i=1}^n (P_i - O_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \quad (5)$$

Kolmanneksi hyvyysluvuksi valittiin Moriasin ym. (2007) kehittämä keskineliövirheen neliöjuuren (RMSE) ja keskihajonnan suhteeseen perustuva mallinnustulosten arviointikaava nimeltä RSR. Hankalasti tulkittavaksi kritisoitu RMSE standardisoidaan havaittujen arvojen keskihajonnalla. Poikkeuksena edellisiin hyvyyslukuihin RSR:n optimiarvo on 0. RSR:n arvon ollessa > 0,70 tulos katsotaan käyttökelvottomaksi (Moriasi ym. 2007; Chen ym. 2012). Moriasi ym. (2007) suosittelivat arvioimaan simulointien hyvyttä taulukon 5 perusteella:

$$RSR = \frac{RMSE}{STDEV_{obs}} = \left[ \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2}} \right] \quad (6)$$

**Taulukko 5. RSR- ja NSE-lukujen hyvyysaste Moriasin ym. (2007) mukaan.**

Hyvyysluokitus	NSE	RSR
Erinomainen	<b>0,75 &lt; NSE ≤ 1,00</b>	<b>0,00 ≤ RSR ≤ 0,50</b>
Hyvä	<b>0,65 &lt; NSE ≤ 0,75</b>	<b>0,50 &lt; RSR ≤ 0,60</b>
Tyydyttävä	<b>0,50 &lt; NSE ≤ 0,65</b>	<b>0,60 &lt; RSR ≤ 0,70</b>
Epätydyttävä	<b>NSE ≤ 0,50</b>	<b>RSR &gt; 0,70</b>

Kirjallisuuden mukaan edellä mainittuja huonompiakin lukuja voidaan pitää hyväksyttävänä. Kaikki positiivisen arvon saaneet NSE-luvut voidaan hyväksyä. RSR-luku puolestaan voidaan hyväksyä, kun se jää alle yhden.  $R^2$  katsottiin hyväksyttäväksi sen ollessa suurempi kuin 0,50.

## 4 TULOKSET

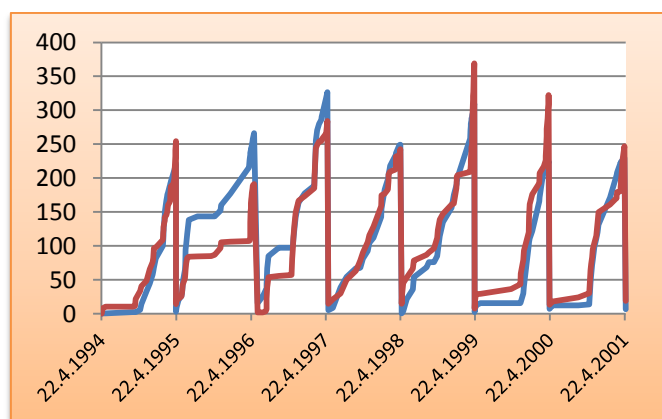
### 4.1 Hydrologia

Kalibrointijakson hyvyysluvut on esitetty taulukossa 6. Arvot, jotka olivat hyväksymisrajaa huonompia, on kirjoitettu punaisella. Lisäksi arvot, jotka ovat taulukossa 5 esiintyviä suosituksia heikompia, on korostettu keltaisella.

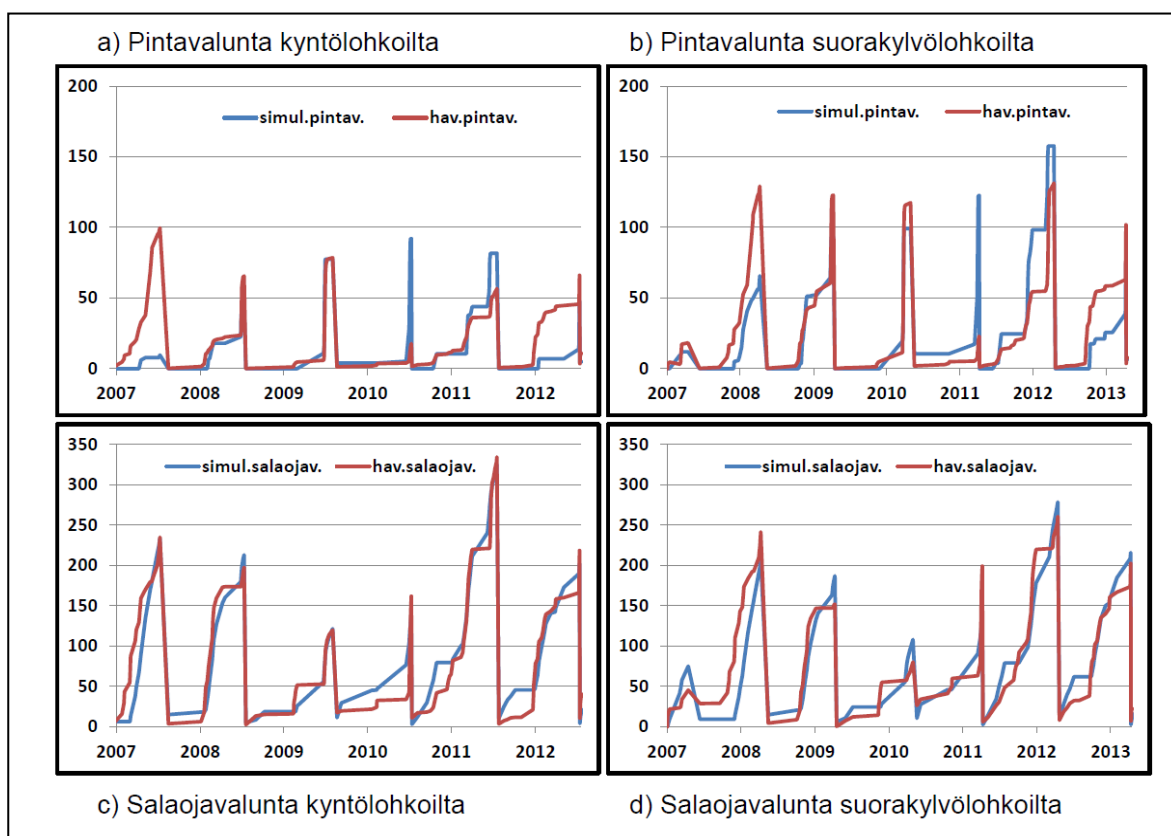
**Taulukko 6. Kalibrointijakson (1994–2001) hydrologiasimulointien hyvyysluvut. Pinta-, salaoja ja kokonaisvalunnan hyvyysluvut on laskettu erikseen vuosittain ja koko jaksolle.**

Aika	pintavalunta kumulat.			salaojavalunta kumulat.			kokonaisvalunta kumulat.		
	R <sup>2</sup>	NSE	RSR	R <sup>2</sup>	NSE	RSR	R <sup>2</sup>	NSE	RSR
1994-2001	0,24	0,08	0,80	0,82	0,75	0,35	0,85	0,82	0,14
1994-1995	0,80	-0,66	1,03	0,89	0,09	0,71	0,96	0,94	0,16
1995-1996	0,88	0,50	0,65	0,91	-1,14	0,50	0,91	-0,56	0,18
1996-1997	0,85	-9,65	2,99	0,97	0,96	0,18	0,97	0,93	0,12
1997-1998	0,65	0,09	0,54	0,98	0,95	0,19	0,98	0,97	0,16
1998-1999	0,77	0,46	0,58	0,93	0,78	0,40	0,91	0,88	0,14
1999-2000	0,70	-0,51	1,14	0,95	0,85	0,36	0,95	0,80	0,12
2000-2001	0,29	0,06	0,80	0,94	0,68	0,49	0,96	0,89	0,17

Kalibrointijaksolla pintavalunnat simuloituivat salaojavaluntoja huonommin. Kokonaisvalunta simuloitui erinomaisesti vuotta 1995–1996 lukuun ottamatta. Simuloidut ja havaitut kumulatiiviset kokonaisvalunnat on esitetty visuaalisesti kuvassa 2. Salaojavalunnan simulointuminen onnistui hiukan kokonaisvaluntaa heikommin, mutta kuitenkin hyvin.



**Kuva 2. Kotkanjoen huuhtoutumiskoekentän kyntölohkojen havaitut ja simuloidut kumulatiiviset kokonaisvalunnat (mm/vuosi) kalibrointijaksolla 1994–2001. Simuloidut kokonaisvalunnat sinisellä, havaitut punaisella.**



Kuva 3. Simuloidut ja havaitut kumulatiiviset pinta- ja salaojavalunnat Kotkanojen kyntö- ja suorakylvölohkoilta (mm/vuosi). Simulointivuoden on katsottu alkavan kunkin vuoden kasvukauden ensimmäisestä päivästä (keskimäärin 22.4.).

Varsinaisen koejakson (2007–2013) simulointien tulosten perusteella havaittiin, että eri muokkausmenetelmien välillä oli selkeä ero pinta- ja salaojavalunnan määrissä (kuva 3 ja taulukko 7). Vaikka kaikilla peltolohkoilla salaojavalunta oli pintavaluntaa runsaampaa, suorakylvölohkoilla havaittua pintavaluntaa oli noin 25 % ja simuloitua noin 45 % enemmän kuin kyntölohkoilla. Sen sijaan havaitun ja simuloitun salaojavalunnan määrä oli 20–30 % runsaampi kyntölohkoilla. Havaittu ja simuloitu kokonaisvalunta oli 8 % runsaampaa kyntökuin suorakylvölohkoilta. Valuntojen mallinnuksen onnistumisessa oli havaittavissa selkeät erot vuosien välillä. Kaiken kaikkiaan pintavalunnat saatiin simuloitua salaojavaluntoja heikommin maan muokkausmenetelmästä riippumatta (kuva 3; taulukot 8 ja 9).

Taulukko 7. Simuloidut (sim.) ja havaitut (hav.) valunnat (kokonaissumma mm) kokeen ajalta (1.1.2007–22.5.2013). Muokkausmenetelmästä riippumatta simuloitu kokonaisvalunta oli noin 99 % havaitusta.

muokkaustapa	pintavalunta		salaojavalunta		kokonaisvalunta	
	sim.	hav.	sim.	hav.	sim.	hav.
kyntö	375	431	1408	1354	1782	1785
suorakylvö	538	534	1109	1123	1647	1657

**Taulukko 8. Kyntölohkojen 2007–2013 simulointien hyvyysluvut käytettäessä FOOTPRINT- tai kalibroituja parametreja. Hylätyt tulokset punaisella, välttävästi hyväksytyt korostettu keltaisella.**

Kyntö FOOTPRINT									
Aika	pintavalunta kumulat.			salaojavalunta kumulat.			kokonaisvalunta kumulat.		
	R <sup>2</sup>	NSE	RSR	R <sup>2</sup>	NSE	RSR	R <sup>2</sup>	NSE	RSR
2007-2013	0,18	-0,25	0,93	0,88	0,72	0,47	0,83	0,63	0,12
2007-2008	0,96	-1,14	1,23	0,81	0,36	0,69	0,89	0,22	0,11
2008-2009	0,80	-0,44	0,94	0,87	0,69	0,48	0,91	0,66	0,14
2009-2010	0,95	0,85	0,08	0,91	0,56	0,57	0,95	0,79	0,15
2010-2011	0,95	-28,07	5,10	0,91	0,73	0,47	0,93	0,87	0,16
2011-2012	0,89	0,52	0,35	0,94	0,86	0,32	0,94	0,85	0,11
2012-2013	0,37	-1,16	1,11	0,78	0,06	0,84	0,75	-0,16	0,13

Kyntö KALIBROITU									
Aika	pintavalunta kumulat.			salaojavalunta kumulat.			kokonaisvalunta kumulat.		
	R <sup>2</sup>	NSE	RSR	R <sup>2</sup>	NSE	RSR	R <sup>2</sup>	NSE	RSR
2007-2013	0,26	-0,31	0,98	0,91	0,89	0,29	0,85	0,80	0,12
2007-2008	0,97	-0,75	1,10	0,88	0,70	0,46	0,94	0,63	0,11
2008-2009	0,77	0,83	0,22	0,92	0,86	0,26	0,95	0,93	0,14
2009-2010	0,95	0,89	0,20	0,92	0,88	0,29	0,95	0,91	0,15
2010-2011	0,94	-79,21	8,54	0,75	0,48	0,68	0,88	-0,72	0,16
2011-2012	0,91	-0,76	0,91	0,96	0,91	0,24	0,96	0,83	0,11
2012-2013	0,60	-0,34	0,84	0,90	0,89	0,26	0,89	0,86	0,13

Vaikka hyvyysluvut kertovatkin mallinnuksen onnistumisesta tai epäonnistumisesta, niitä voi myös käyttää hyväksi testattaessa, onko kalibroinnilla positiivista vaikutusta simulointitulokseen verrattuna siihen, että käytettäisiin FOOTPRINT-tietokannan parametreja. Kyntölohkoilla kalibrointi tuotti parempia hyvyyslukuja, mutta FOOTPRINT-parametrein suoritettujen simulointien tulokset olivat kelpollisia (taulukko 8). Sen sijaan suorakylvölohkoilla erot kalibroidun ja FOOTPRINT-simuloinnin välillä olivat huomattavat (taulukko 9). FOOTPRINT-parametreja käytettäessä yksikään vuosista ei simuloitunut kelpollisesti pinta- ja salaojavalunnan osalta suorakylvölohkoilla. Sen sijaan kalibroituja parametreja käytettäessä ainoastaan yksi vuosi (2010–2011) oli hydrologialtaan niin poikkeava, että pintavaluntaa ei voitu ottaa tarkasteluun. Graafisesti tarkasteltuna (kuva 3) erot simulointien onnistumisessa eivät näyttäneet yhtä selkeiltä kuin hyvyyslukujen perusteella.

**Taulukko 9. Suorakylvölohkojen 2007–2013 simulointien hyvyysluvut käytettäessä FOOTPRINT- tai kalibroituja parametreja. Hylätyt tulokset punaisella, välttävästi hyväksytyt korostettu keltaisella.**

Suorakylvö FOOTPRINT									
Aika	pintavalunta kumulat.			salaojavalunta kumulat.			kokonaisvalunta kumulat.		
	R <sup>2</sup>	NSE	RSR	R <sup>2</sup>	NSE	RSR	R <sup>2</sup>	NSE	RSR
2007-2013	0,27	-0,32	1,05	0,73	0,46	0,65	0,80	0,46	0,11
2007-2008	0,96	-1,34	1,33	0,79	-0,23	0,79	0,88	-0,27	0,12
2008-2009	0,88	-1,01	1,24	0,83	0,41	0,57	0,93	0,63	0,14
2009-2010	0,96	0,28	0,74	0,50	-0,77	1,13	0,92	0,33	0,15
2010-2011	0,94	-16,45	3,78	0,94	0,00	0,93	0,95	0,68	0,16
2011-2012	0,90	-0,29	1,02	0,85	0,56	0,61	0,92	0,63	0,12
2012-2013	0,46	-1,15	1,36	0,80	-0,33	1,07	0,76	-0,55	0,14

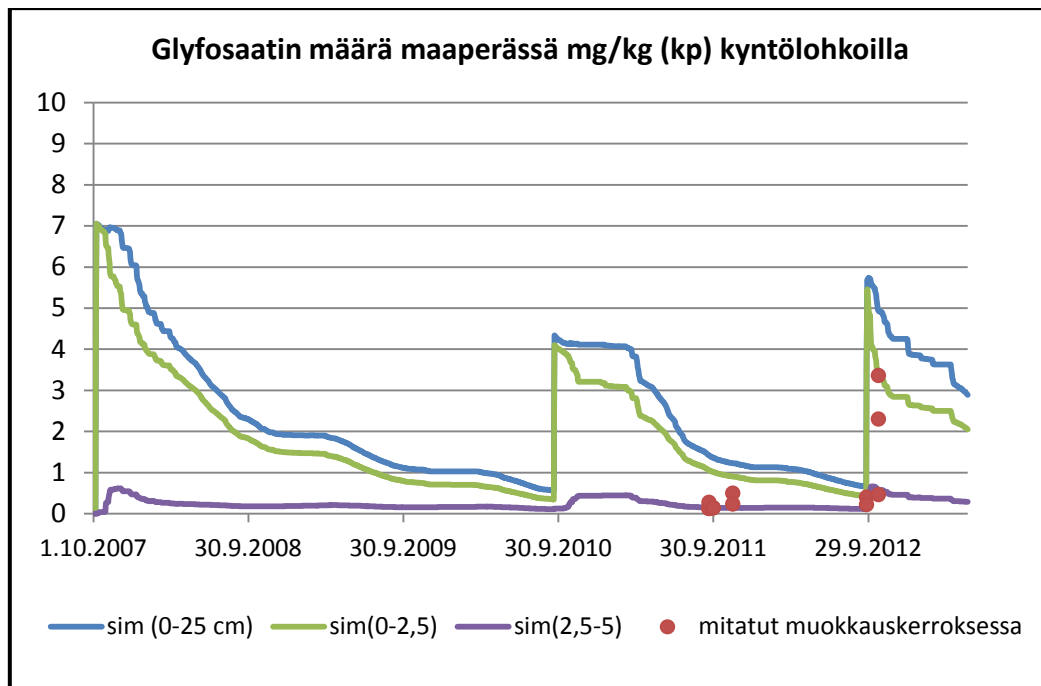
  

Suorakylvö KALIBROITU									
Aika	pintavalunta kumulat.			salaojavalunta kumulat.			kokonaisvalunta kumulat.		
	R <sup>2</sup>	NSE	RSR	R <sup>2</sup>	NSE	RSR	R <sup>2</sup>	NSE	RSR
2007-2013	0,57	0,40	0,71	0,85	0,84	0,30	0,86	0,83	0,11
2007-2008	0,97	0,29	0,66	0,86	0,16	0,59	0,93	0,31	0,12
2008-2009	0,86	0,87	0,23	0,87	0,78	0,27	0,97	0,95	0,14
2009-2010	0,98	0,97	0,11	0,78	0,45	0,55	0,97	0,96	0,15
2010-2011	0,93	-87,16	8,81	0,77	0,70	0,50	0,91	0,36	0,16
2011-2012	0,90	0,34	0,71	0,93	0,93	0,22	0,97	0,87	0,12
2012-2013	0,82	0,27	0,79	0,94	0,92	0,22	0,92	0,89	0,14

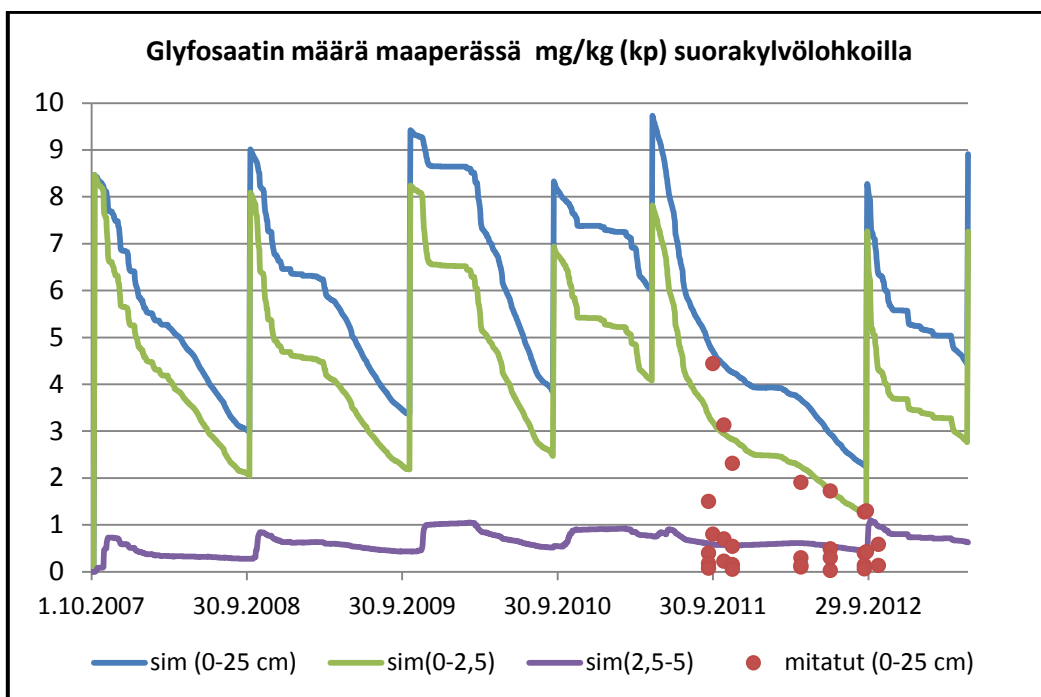
#### 4.2 Glyfosaatti

Suurin osa glyfosaatista sitoutui simulointitulosten mukaan maahan ja enimmäkseen aivan pintakerrokseen (0–2,5 cm); kyntölohkoilla ruiskutusten jälkeinen glyfosaattipitoisuus oli 4–7 mg/kg kuivapainosta (kuva 4), suorakylvölohkoilla puolestaan 7–8,5 mg/kg kuivapainosta (kuva 5). Glyfosaatin kalibroitu puoliintumisaika Kotkanojan huuhtoutumiskoekentällä Ap-horisontissa oli noin 99 vrk, syvemmillä vielä hitaampi. Vuosittain ruiskutetuilla suorakylvölohkoilla glyfosaatin määrät maaperässä eivät mallinnuksen mukaan päässeet laskemaan yhtä alhaiselle tasolle kuin joka toinen tai joka kolmas vuosi ruiskutetuilla kyntölohkoilla (kuvat 4 ja 5). Suorakylvölohkoilla pienimmät maaperän simuloitujen glyfosaattipitoisuudet vaihtelivat eri vuosina ollen 1–4 mg/kg (kp), kun kyntölohkoilla glyfosaattipitoisuudet ehtivät aina ruiskutusten välissä laskea alle 1 mg/kg (kp):n. Kevätruiskutuksen jälkeinen glyfosaatin simuloitu hajoaminen oli nopeampaa kuin syysruiskutuksen jälkeen.



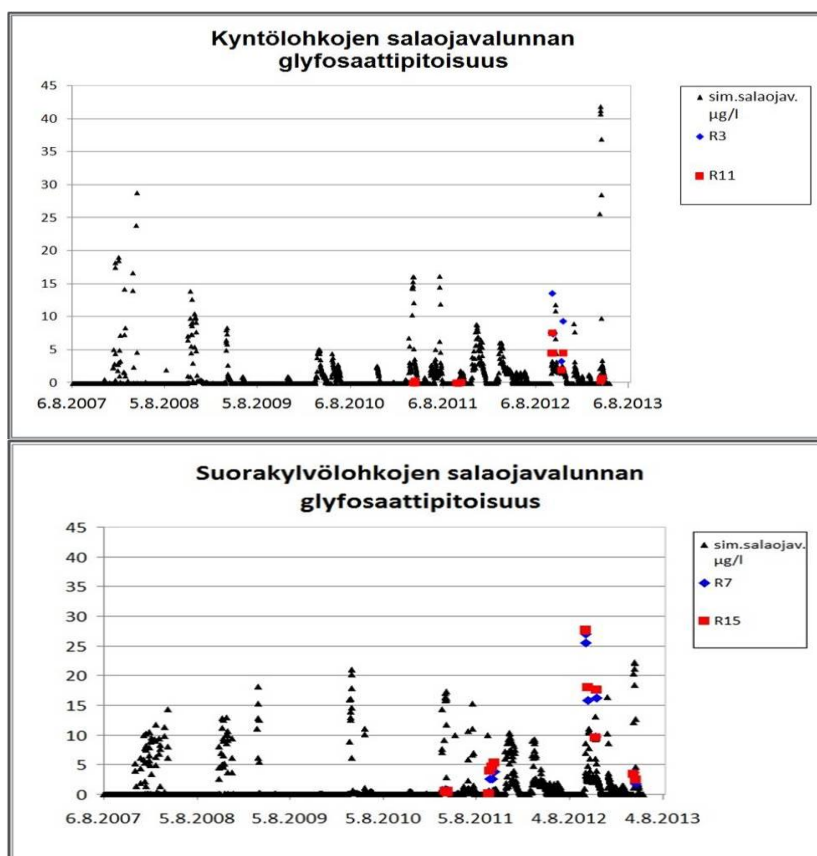


**Kuva 4.** Glyfosaatin määrän muuttuminen muokkauskerroksessa kyntölohkoilla ruiskutusten välisenä aikana. Glyfosaattikäsittelyt näkyvät piikkeinä maaperän glyfosaattipitoisuudessa. Mitatut glyfosaattipitoisuudet on merkitty punaisilla täplillä.



**Kuva 5.** Glyfosaatin määrän muuttuminen maaperän ylimmässä kerroksessa (Ap-horisontti) suorakylvölohkoilla ruiskutusten välisenä aikana. Glyfosaattikäsittelyt näkyvät piikkeinä maaperän glyfosaattipitoisuudessa. Mitatut glyfosaattipitoisuudet on merkitty punaisilla täplillä.

Näytteenotto oli ajoitettu siten, että suurimmat glyfosaattipitoisuudet valumavesissä voitiin selvittää. Suurin osa pellolta kulkeutuvasta glyfosaatista huuhtoutui pintavalunnan mukana sekä mittaus- että simulointitulosten mukaan. Simuloinneissa pintavalunnan mukana huuhtoutuva glyfosaattimäärä kuitenkin yliarvioitui reilusti. Salaojavalunnan simuloitu glyfosaattipitoisuus yliarvioitui kyntölohkoilla ja aliarvioitui suorakylvölohkoilla (kuva 6). Salaojien kautta vesistöön päätyvän glyfosaatin pitoisuudet olivat korkeampia suorakylvö- kuin kyntölohkoilta. Simuloidut glyfosaatin kokonaispäästöt olivat aikavälillä 1.1.2007–21.5.2013 kyntölohkoilta yhteensä 19,8 g/ha (pintavaluntana 14,0 g/ha, salaojavaluntana 5,8 g/ha) ja suorakylvölohkoilta 64,6 g/ha (pintavaluntana 60,5 g/ha, salaojavaluntana 4,1 g/ha). Simulointitulosten mukaan vesistöön huuhtoutuvan glyfosaatin määrä oli siten noin 0,4–0,7 % ruiskutetusta glyfosaattimäärästä.



**Kuva 6.** Simuloidut ja mitatut glyfosaattipitoisuudet salaojavalunnassa kyntö- ja suorakylvölohkoilla ( $\mu\text{g/l}$ ). Simuloidut merkitty mustilla kolmioilla, analyysitulokset punaisilla ja sinisillä nelikulmioilla.

## 5 TULOSTEN TARKASTELU

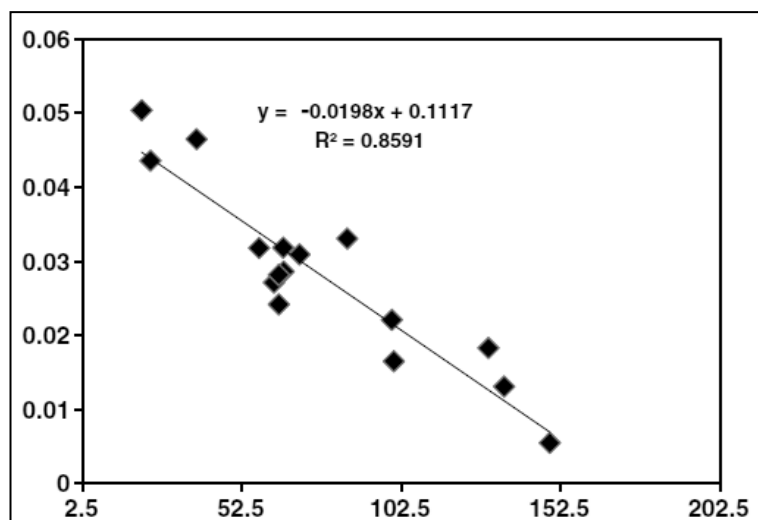
Kyntölohkojen hydrologian mallintaminen onnistui suhteellisen hyvin pelkän FOCUS-ohjeen ja pedotransfer-funktioiden avulla. Sen sijaan suorakylvölohkojen kylläisen maan vedenjohdotyky vastasi pitkäaikaiselta nurmelta mitattuja arvoja. Tämä on varsin johdonmukaista, sillä sekä suorakylvössä että nurmen viljelyssä maan pintamuokkaus jää pois. Maan pintakerroksen tiivistyessä myös sen kyky varastoida ja päästää lävitseen vettä syvempiin kerroksiin heikkenee. MACRO-malli on tarkoitettu ensisijaisesti salaojavalunnan mallintamiseen, joten se ei huomioi erityisiä pintavaluntaan vaikuttavia tekijöitä, kuten pellon kaltevuutta. Kaltevilta pelloilta tuleva pintavalunta on runsaampaa kuin tasaisilta, missä valunnalla on enemmän aikaa maaprofiilin läpi suodattumiseen (Aparicio ym. 2013). Kotkanojan huuhtoutumiskoekenttä on suhteellisen tasainen, mikä kenties vaikutti positiivisesti pintavaluntojen simuloitumiseen tässä tutkimuksessa.

Vuosien välistä eroa simulointien onnistumisessa ei voitane selittää yksittäisen tekijän avulla. Malli ei esimerkiksi huomioi maan jäätymistä ja routaa ja siten heikentynyttä veden imeytymistä maaperään. Turtolan (1999) väitöskirjatutkimuksen mukaan roudan syvyys oli Kotkanojalla vuosina 1980–1999 keskimäärin 39 cm, mutta vuosittainen vaihtelu roudan maksimisyvytydessä oli suurta (roudan maksimisyvyyden vaihteluväli 7–105 cm). Toisaalta myös havaituissa valunnoissa voi olla mittausvirheitä. Esimerkiksi vuoden 1995 keväällä valunnan tiedetään olleen niin runsasta, että osa vedestä pääsi mittausjärjestelmän ohi (vrt. kuva 2) (Jaana Uusi-Kämpä suull. tied. 15.8.2014).

Suurin osa glyfosaatista sitoutui 0–2,5 cm:n syvyyteen maaperässä. Kyntölohkoilla glyfosaatti sekoittui vielä syyskynnön yhteydessä koko muokkauskerrokseen, aina 25 cm:n syvyyteen asti. Suorakylvölohkoilla ei kynnön sekoittavaa vaikutusta esiintynyt. Kyntö katkoo makrohuokosten muodostamia käytäviä ja voi vähentää vedenjohtavuutta muokkauskerroksen alapuolella, samoin torjunta-aineen kulkeutumista salaojiin (Ulén ym. 2012). Warnemuende ym. (2007) totesivatkin kokonaisvalunnan ja sen glyfosaattipitoisuuden olevan pienempi kyntö- kuin suorakylvölohkoilta. Tässä tutkimuksessa kyntölohkoilta tuleva kokonais- ja salaojavalunta olivat kuitenkin suorakylvölohkoilta tulevaa valuntaa runsaammat. Sen sijaan valunnan glyfosaattipitoisuudet olivat korkeammat suorakylvölohkoilta, mihin osaltaan vaikuttivat tiheimmät glyfosaattikäsittelyt.

Tämän tutkimuksen perusteella glyfosaatin puoliintumisaika Kotkanojan huuhtoutumiskoekentällä oli 99 vrk. Ghafoor ym. (2011) tutkivat glyfosaatin puoliintumista eteläruotsalaisilla pelloilla. Heidän havaintojensa mukaan glyfosaatin puoliintumisaika vaihteli 14–116

vuorokauden välillä ollen keskimäärin 25 vuorokautta. Savisemmilla mailla hajoaminen oli kuitenkin keskimääräistä hitaampaa. He myös havaitsivat glyfosaatin puoliintumisajan ja Freundlichin sorptiokertoimen välisen voimakkaan negatiivisen yhteyden (kuva 7) (Ghafoor ym. 2011). Tässä tutkimuksessa sorptiokertoimenä käytettiin ensimmäisten 25 cm:n matkalla arvoa 55 ja 25–35 cm:n syvyydessä arvoa 249 (Autio ym. 2004), syvemmällä arvoa 2, jotta glyfosaattia saatiin päätyään salaojiin havaitun mukaisesti. Ilman tätä toimenpidettä glyfosaatti olisi pidättynyt maahan liian tiukasti, eikä sitä olisi kulkeutunut lainkaan salaojiin. Savimailla glyfosaatin sitoutuminen näyttää olevan voimakasta, mikä paitsi estää glyfosaatin kulkeutumista, myös hidastaa sen hajoamisnopeutta. Toisaalta savimaille tyypilliset halkeamat voivat edesauttaa glyfosaatin pääsyä salaojiin korkeinkin pitoisuuksina. Samaan tulokseen ovat päätyneet mm. Coupe ym. (2012).



**Kuva 7. Glyfosaatin hajoamiskertoimen (pystyakseli) ja Freundlichin sorptiokertoimen (vaaka-akseli) välinen negatiivinen riippuvuus (Ghafoor ym. 2011).**

Simulointitulosten mukaan pinta- ja salaojavalunnan mukana vesistöön päätyi noin 0,4–0,7 % ruiskutuksiin käytetystä glyfosaattimäärästä. Tulos on yhteneväinen aiempien tutkimusten kanssa: Esimerkiksi Coupe ym. (2012) tulosten mukaan glyfosaatista päätyi vesistöihin 0,09–0,86 %, Edwards ym. (1980) mukaan 0,2–1,8 % ja Ulén ym. (2013) mukaan 0,02–0,23 %. Näitä prosenttilukuja voitaisiin ehkä käyttää riskinarvioinnin pohjana tulevaisuudessa.

## 6 JOHTOPÄÄTÖKSET

MACRO 5.2 -huuhtoutumismalli soveltuu tarkkuutensa puolesta kalibroinnin jälkeen suomalaiselta savimaalta tapahtuvien glyfosaattipäästöjen arviointiin. On huomioitava, että FOCUS-ohjeen parametrit sopivat varsin huonosti suorakylvölohkojen hydrologian simulointiin. Tämän tutkimuksen mukaan suorakylvö lisää pintavesiin kohdistuvia glyfosaattipäästöjä yli kolminkertaisesti perinteiseen kyntöön perustuvaan viljelymenetelmään verrattuna. Vaikka valunnan glyfosaattipitoisuudet olivat verrattain korkeita, jäivät pitoisuudet vielä kauas ympäristön laadulle haitalliseksi arvioidusta pitoisuudesta (100 µg/l). Eliöihin kohdistuvat haittavaikutukset ovat silti mahdollisia, varsinkin kun kemikaalit esiintyvät ympäristössä yhdessä muiden stressitekijöiden kanssa.

## KIITOKSET

Mallinnustyö on tehty osana tutkimushanketta Glyfosaatin käytön aiheuttamat ympäristöris-  
kit: aineen kulkureitit savimaalla ja päätyminen vesistöön (GlyFos), jota ovat rahoittaneet  
maa- ja metsätalousministeriö, Maa- ja vesitekniiikan tuki sekä Marjatta ja Eino Kollin säätiö.  
Haluan erityisesti kiittää ohjaajiani Katri Siimestä (SYKE), Jaana Uusi-Kämpää (Luke), Risto  
Uusitaloa (Luke) ja Jarkko Akkasta (UEF) asiantuntevasta ja kärsivällisestä ohjauksesta  
sekä rakentavasta palautteesta. Lisäksi haluan kiittää ent. Maa- ja elintarviketalouden tutki-  
muskeskusta (MTT) sekä sen henkilökuntaa kaikesta avusta ja mahdollisuudesta käyttää ai-  
emmin kerättyä tutkimusaineistoa.

## LÄHTEET

- Allen, R., Pereira, L., Raes, D. & Smith, M. 1998: Crop evapotranspiration - Guidelines for  
computing crop water requirements. FAO Irrigation and drainage paper 56. – 300 s.  
FAO. Rome, Italy. Luettavissa: <http://www.fao.org/docrep/X0490E/X0490E00.htm>.
- Al-Rajab, A. & Hakami, O. 2014: Behavior of the non-selective herbicide glyphosate in agri-  
cultural soil. American Journal of Environmental Science 10: 94–101.
- Anon. 2000: Pesticide input parameter guidance. Raportissa: FOCUS 2000: Focus groundwa-  
ter scenarios in the EU review of active substances. Report of the FOCUS Groundwater  
Scenarios Workgroup. 88–98.
- Anon. 2012a: Updated Appendix C. Parameterisation of drainage input. Raportissa: FOCUS  
2001: FOCUS Surface Water Scenarios in the EU Evaluation Process under 91/414/EEC.  
Report of the FOCUS Working Group on Surface Water Scenarios. – 245 s.
- Anon. 2012b: MACRO – Parametrisation for the FOCUS groundwater scenarios. Version 2.0.  
Raportissa: FOCUS 2000: Focus groundwater scenarios in the EU review of active sub-  
stances. Report of the FOCUS Groundwater Scenarios Workgroup. – 202 s.

- Aparicio, V., De Gerónimo, E., Marino, D., Primost, J., Carriquiriborde, P. & Costa, J. 2013: Environmental fate of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface waters and soil of agricultural basins. *Chemosphere* 93: 1866–1873.
- Autio, S., Siimes, K., Laitinen, P., Rämö, S., Oinonen, S. & Eronen, L. 2004: Adsorption of sugar beet herbicides to Finnish soils. *Chemosphere* 55: 215–226.
- Beulke, S., Renaud, F. & Brown, C. 2002: Development of guidance on parameter estimation for the preferential flow model MACRO 4.2. Report to the Department for Environment, Food & Rural Affairs. – 67 s. Cranfield Centre for EcoChemistry. UK.
- Boesten, J. 2000: From laboratory to field: uses and limitations of pesticide behaviour models for the soil/plant system. *Weed Research* 40: 123–138.
- Borggaard, O. 2011: Does phosphate affect soil sorption and degradation of glyphosate? - A review. *Trends in Soil Science and Plant Nutrition* 2:16–27.
- Borggaard, O. & Gimsing, A. 2008: Review. Fate of glyphosate in soil and the possibility of leaching to ground and surface waters: a review. *Pest Management Science* 64: 441–456.
- Chen, H., Xu, C. & Guo, S. 2012: Comparison of multiple GCMs, statistical downscaling and hydrological models in the study of climate change impacts on runoff. *Journal of Hydrology* 434–435: 36–45.
- Coupe, R., Kalkhoff, S., Capel, P. & Gregoire, C. 2012: Fate and transport of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface waters of agricultural basins. *Pest Management Science* 68: 16–30.
- Dubus, I., Reichenberger, S., Allier, D., Azimonti, G., Bach, M., Barriuso, E., Bidoglio, G., Blenkinsop, S., Boulahya, F., Bouraoui, F., Burton, A., Centofanti, T., Cerdan, O., Coquet, Y., Feisel, B., Fialkiewicz, W., Fowler, H., Galimberti, F., Green, A., Grizzetti, B., Højberg, A., Hollis, J., Jarvis, N., Kajewski, I., Kjær, J., Krasnicki, S., Lewis, K., Lindahl, A., Lobnik, F., Lolos, P., Mardhel, V., Moeys, J., Mojon-Lumier, F., Nolan, B., Rasmussen, P., Réal, B., Šinkovec, M., Stenemo, F., Suhadolc, M., Surdyk, N., Tzilivakis, J., Vaudour-Dupuis, E., Vavoulidou-Theodorou, E., Windhorst, D. & Wurm, M. 2009: FOOTPRINT – Functional tools for pesticide risk assessment and management. Final report of the EU project FOOTPRINT SSPI-CT-2005-022704 – 221 s.
- Edwards, W., Triplett, W. & Kramer R. 1980: A watershed study of glyphosate transport in runoff. *Journal of Environmental Quality* 9: 661–665.
- Euroopan komissio 2002: Review report for the active substance glyphosate, Doc. 6511/VI/99- final. 21.1.2002. Luettavissa:  
[http://ec.europa.eu/food/fs/sfp/ph\\_ps/pro/eva/existing/list1\\_glyphosate\\_en.pdf](http://ec.europa.eu/food/fs/sfp/ph_ps/pro/eva/existing/list1_glyphosate_en.pdf)
- FOCUS Forum for co-ordination of pesticide fate models and their use. European Union 1995–2013: <http://focus.jrc.ec.europa.eu/> 3.11.2014.
- Ghafoor, A., Jarvis, N., Thierfelder, T. & Stenström, J. 2011: Measurements and modeling of pesticide persistence in soil at the catchment scale. *Science of the Total Environment* 409: 1900–1908.
- Giannopolitis, C. & Kati, V. 2009: Effect of superphosphate fertilizer on glyphosate adsorption by four Greek agricultural soils. *Hellenic Plant Protection Journal* 2: 23–32.
- Gimsing, A., Szilas, C. & Borggaard, O. 2007: Sorption of glyphosate and phosphate by variable-charge tropical soils from Tanzania. *Geoderma* 138: 127–132.
- Golmohammadi, G., Prasher, S., Madani, A. & Rudra, R. 2014: Evaluating three hydrological distributed watershed models: MIKE\_SHE, APEX, SWAT. *Hydrology* 1: 20–39.
- Hartikainen, H. 1992: Maaperä. – Teoksessa: Heinonen, R. (toim.), Maa, viljely ja ympäristö: 9–89. Werner Söderström Osakeyhtiö, Helsinki.

- Heinonen, M., Alakukku, L., Westerlund, M.-L., Lemola, R., Turtola, E., Aura, E., Pitkänen, J., Puustinen, M. & Gustafsson, M. 2013: Maaperäfyysikaalinen tietokanta: MTT:n Maaperä ja ympäristö -vastualueen mittauksia vuodesta 1982. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus MTT.
- Helander, M., Saloniemi, I. & Saikkonen, K. 2012: Glyphosate in northern ecosystems. *Trends in Plant Science* 17, 569–574.
- Jarvis, N., Hollis, J., Nicholls, P., Mayr, T. & Evans, S. 1997: MACRO-DB: a decision-support tool for assessing pesticide fate and mobility in soils. *Environmental Modelling & Software* 12: 251–265.
- Jarvis, N. & Larsbo, M. 2012: MACRO (v5.2): Model use, calibration and validation. *Transactions of the ASABE*, 55, 1413–1423.
- Kinsel, W. & Turtola, E. 2000: Gleams model application on a heavy clay soil in Finland. – *Agricultural Water Management* 43: 285–309.
- Krause, P., Boyle, D. & Bäse, F. 2005: Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. *Advances in Geosciences* 5: 89–97.
- Laitinen, P. 2009: Fate of the organophosphate herbicide glyphosate in arable soils and its relationship to soil phosphorus status. – Väitöskirja. MTT Agrifood Research Finland & University of Kuopio. MTT Science, 138 s. Jokioinen.
- Laitinen, P., Rämö, S., Nikunen, U., Jauhiainen, L., Siimes, K. & Turtola, E. 2009: Glyphosate and phosphorus leaching and residues in boreal sandy soil. *Plant and Soil* 323, 267–283.
- Laitinen, P., Rämö, S. & Siimes, K. 2007. Glyphosate translocation from plants to soil – does this constitute a significant proportion of residues in soil. *Plant and Soil* 300: 51–60.
- Larsbo, M & Jarvis, N. 2003: MACRO 5.0. A model of water flow and solute transport in macroporous soil. Technical description. – 40 s. Swedish University of Agricultural Sciences.
- Moriasi, D., Arnold, J., Van Liew, M., Bingner, R., Harmel, R. & Veith, T. 2007: Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*. 50: 885–900.
- OIVA - Ympäristö- ja paikkatietopalvelu asiantuntijoille. Ympäristöministeriö. Lumen ve-siärvot, Forssa ja lumilinjamittaukset, Jokioinen. 18.9.2014.
- Peltovuori, T. 2006: Phosphorus in agricultural soils of Finland – characterization of reserves and retention in mineral soil profiles. – Väitöskirja. University of Helsinki. Pro Terra, n:o. 26, 69 s. + liitteet. Helsinki.
- PPDB 2007: Pesticide properties database. University of Hertfordshire. Viitattu 12.3.2014. <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm>
- Puisto, K. 2012: Glyfosaatinäytteenoton kehittäminen puintijäte- ja savimaanäytteille. – Kehitystyöraportti. Hämeen ammattikorkeakoulu. 24 s. Mustiala.
- Scorza Júnior, R., Jarvis, N., Boesten, S., van der Zee, S. & Roulier, S. 2007: Testing MACRO (version 5.1) for pesticide leaching in a Dutch clay soil. *Pest Management Science* 63: 1011–1025.
- Siimes, K. & Kämäri, J. 2003. A review of available pesticide leaching models for simulation of herbicide fate in Finnish sugar beet cultivation. *Boreal Environment Research* 8, 31–51.
- Székás, A. & Darvas, B. 2012: Forty years with glyphosate. Teoksessa M. Hasaneen (toim.) *Herbicides - properties, synthesis and control of weeds*. Kroatia: InTech, 247–284.
- Turtola, E. 1999: Phosphorus in surface runoff and drainage water affected by cultivation practices. – Väitöskirja. MTT Agrifood Research Finland & University of Helsinki. 107 s.

- Ulén, B., Alex, G., Kreuger, J., Svanbäck, A. & Etana, A. 2012: Particulate-facilitated leaching of glyphosate and phosphorus from a marine clay soil via tile drains. *Soil and Plant Science* 62: 241–251.
- Ulén, B., Larsbo, M., Kreuger, J. & Svanbäck, A. 2013: Spatial variation in herbicide leaching from a marine clay soil via subsurface drains. *Pest Management Science* 70: 405–414.
- Uusi-Kämpä, J. 2011: Glyfosaatin käytön aiheuttamat ympäristöriskit: aineen kulkureitit savimaalla ja päätyminen vesistöön (GlyFos). PowerPoint-esitys. MTT & SYKE OR-kokous 7.9.2011.
- Uusitalo, R. 2004: Potential bioavailability of particulate phosphorus in runoff from arable clayey soils. – Väitöskirja. MTT Agrifood Research Finland & University of Helsinki. Agrifood Research Reports, n:o 53, 99 s. Helsinki.
- Warnemuende, E., Patterson, J., Smith, D. & Huang, C. 2007: Effects of tilling no-till soil on losses of atrazine and glyphosate to runoff water under variable intensity simulated rainfall. *Soil & Tillage Research* 95: 19–26.
- Warsta, L. 2011: Modelling water flow and soil erosion in clayey, subsurface drained agricultural fields. – Väitöskirja. Aalto University, Doctoral dissertations 82/2011, 209 s. Espoo.
- Yli-Halla, M., Mokma, D., Peltovuori, T. & Sippola, J. 2000: Suomalaisia maaprofiileja. – 104 s. Maatalouden tutkimuskeskus. Jokioinen.



# LIITE

## OPTIONS

<b>Boundary/initial conditions</b>		
Lower boundary condition	Water table in the soil profile	
Initial condition	Drainage equilibrium with a water table at the base of the profile	
	Calculate initial temperature from analytical solution	

## Site management

Tillage	Tillage not considered
Irrigation	Irrigation is applied
Drainage system	Field drains
Crop type	Annual crop rotation

## Solute

Solute to simulate	Pesticide (parent compound)
Sorption	No kinetic sorption
Degradation in kinetic pool	Zero

## SIMULATION SETUP

Driving data files	Daily rainfall	
	Evapotranspiration and temperature	
Output interval	1 days 0 minutes	
Representation output	Average for period	
Start date	1.1.2007	0:01
End date	23.5.2013	23:59

## Värikoodit

	Kentältä mitattu
	FOCUS-ohjeiden mukainen
	Oma arvio
Punainen teksti	Pedotransfer tai mallin antama oletusarvo
	Kalibrointijaksolla poikkeavat arvot

## SOIL PROPERTIES

Horizon	Clay %	Silt %	Sand %	pH		Bulk. Dens		Org C %	Thickness	Texture	Structure	Strenght	Shape
k+sk	k+sk	k+sk	k+sk	k	sk	k	sk	k+sk	k+sk	k+sk	k+sk	k+sk	k+sk
Ap	61	25	14	6,03	6,12	1,14	0,95	2,5	2,5	clay	medium	moderate	blocky
Ap	61	25	14	6,03	6,07	1,14	0,90	2,5	2,5	clay	medium	moderate	blocky
Ap	61	25	14	6,03	5,97	1,14	1,00	2,5	5,0	clay	medium	moderate	blocky
Ap	61	25	14	6,03	6,03	1,14	1,52	2,5	15,0	clay	medium	moderate	blocky
B	63	23	14	5,91	5,91	1,25	1,25	0,6	10,0	clay	coarse	strong	blocky
B	78	13	9	6,07	6,07	1,27	1,27	0,4	20,0	clay	medium	weak	blocky
B	86	10	4	6,77	6,77	1,30	1,30	0,3	20,0	clay	fine	weak	prismatic
C	92	4	4	7,04	7,04	1,60	1,60	0,3	135,0	clay	(very) coarse	medium	platy

< 2 µm    2-50 µm    50-2000 µm

## PARAMETERS

### Crop

"leafy vegetables"																			
Crop no.	Crop	IDSTART		STARTYEAR	ZDATEMIN		IDMAX		IHARV		HARVYEAR	CFORM	DFORM	RPIN	FAWC	CRITAIR	BETA	CANCAP	ZALP
k+sk	k+sk	k	sk	k+sk	k	sk	k	sk	k	sk	k+sk	k+sk	k+sk	k+sk	k+sk	k+sk	k+sk	k+sk	k+sk
1	grass	103	103	2007	104	104	234	234	235	235	2007	1,5	1	67	0,65	5	0,2	2	1
2	oats	142	142	2008	143	143	198	198	266	266	2008	2	0,3	60	0,65	5	0,2	2	1
3	oats	147	145	2009	148	146	203	203	259	259	2009	2	0,3	60	0,65	5	0,2	2	1
4	oats	165	164	2010	166	165	221	221	257	257	2010	2	0,3	60	0,65	5	0,2	2	1
5	barley	151	151	2011	152	152	207	207	248	248	2011	2	0,3	60	0,65	5	0,2	2	1
6	barley	148	154	2012	149	155	204	210	248	257	2012	2	0,3	60	0,65	5	0,2	2	1
7	barley	146	147	2013	147	148	202	202	241	241	2013	2	0,3	60	0,65	5	0,2	2	1

### Crop development

grass	initial	max	harvest	oats	initial	max	harvest	barley	initial	max	harvest
Root	0,01	0,6		Root	0,03	0,55		Root	0,03	0,7	
LAI	0,01	5	5	LAI	0,01	4	2	LAI	0,01	4	2
Heights		0,2		Heights		0,8		Heights		0,8	

### Initial/Boundary

CONCIN	AREA	SOLINIT	BGRAD (k)	BGRAD (sk)	BGRAD (kalibraatio)
0	1	0	4,00E-06	2,00E-06	1,00E-05
			0,000004	0,000002	0,00001

# LIITE

Ap	0,0-0,3	0,3-1,4	1,4-2,5	2,5-3,8	3,8-5,0	5,0-7,5	7,5-10,0	10,0-12,2	12,2-14,3	14,3-16,4	16,4-18,6	18,6-20,7	20,7-22,9	22,9-25,0
B	25,0-27,5	...	72,8-75,0											
C	75,0-77,1	...	207,9-210,0											

## Irrigation

k	IRRDAY	AMIR	IRRSTART	IRREND	ZFINT	CONCI mg/m3	sk	IRRDAY	AMIR	IRRSTART	IRREND	ZFINT	CONCI mg/m3
Irrig no.							Irrig no.						
1	280	0,02056	9:00	10:00	0,2	9805447	1	280	0,02056	9:00	10:00	0,2	9805447
2							2	281	0,0204	9:00	10:00	0,2	7058824
3							3	291	0,0204	9:00	10:00	0,2	7058824
4	263	0,02035	9:00	10:00	0,2	5307125	4	263	0,02035	9:00	10:00	0,2	5307125
5							5 (1)	130	0,02026	9:00	10:00	0,2	4442251
6	269	0,0204	9:00	10:00	0,2	7058824	5 (2)	269	0,02032	9:00	10:00	0,2	5314961
7							6	269	0,0204	9:00	10:00	0,2	7058824
							7 (1)	140	0,02035	9:00	10:00	0,2	5307125
							7 (2)	267	0,01035	9:00	10:00	0,2	1E+07

## Physical

Horizon	Upper	Lower	TPORV		XMPOR		WILT	RESID	GAMMA		CTEN	N	KSATMIN			KSM	ZN	ZM	ZP	ZA	ASCALE	ALPHA	TRAP_AIR	STONE
k+sk	k+sk	k+sk	kalibr	k	sk	k+sk	k+sk	k+sk	k	sk	k+sk	k+sk	kalibr	k	sk	k+sk	k+sk	k+sk	k+sk	k+sk	k+sk	k+sk	k+sk	k+sk
Ap	0	2,5	58,8	52	50	48	25	0	1,14	0,95	10	1,106	56,3	55,61	19,8	5,00E-02	3	0,5	0	1	50	0,038	0	0
Ap	2,5	5	58,8	52	50	48	25	0	1,14	0,90	10	1,106	56,3	55,61	19,8	5,00E-02	3	0,5	0	1	50	0,038	0	0
Ap	5	10	54	52	50	49	25	0	1,14	1,00	10	1,113	56,3	55,61	19,8	5,00E-02	3	0,5	0	1	50	0,01	0	0
Ap	10	25	54	52	50	49	27	0	1,14	1,52	10	1,113	56,3	55,61	19,8	5,00E-02	3	0,5	0	1	50	0,01	0	0
B	25	35	54	54	54	50	34	3,7	1,25	1,25	10	1,111	10,95	10,95	3,3	5,00E-02	2	0,5	0	1	150	0,003	0	0
B	35	55	56	56	56	52	34,42	14,2	1,27	1,27	10	1,116	10,1	10,1	5,1	5,00E-02	2	0,5	0	1	150	0,008	0	0
B	55	75	52,15	52,15	52,15	51,35	35,19	14,2	1,30	1,30	10	1,109	10,1	10,1	5,1	5,00E-02	2	0,5	0	1	150	0,002135	0	0
C	75	210	40,31	40,31	40,31	40,11	31,46	0	1,60	1,60	10	1,073	2,16	2,16	2,16	5,00E-02	6	0,5	0	1	1	0,001802	0	0

## Pedotransfer by FOOTPRINT

## Site

ANNTAV	ANNAM	RAINCO	SNOWCO	SNOWMF	PHI	RINTEN	LAYERD	RGWFLOW	DRAINDEP	SPACE
4,8	10,02	1,07	1,15	4,5	60,82	2	1	0	1	16,5

## Solute

Horizon	AEXC	ZKD	DEGMIL	DEGMAL	DEGMIS	DEGMAS	FREUND
Ap	0	55	0,007	0,007	0,007	0,007	0,92
Ap	0	55	0,007	0,007	0,007	0,007	0,92
Ap	0	55	0,007	0,007	0,007	0,007	0,92
Ap	0	55	0,007	0,007	0,007	0,007	0,92
B	0	249	0,00525	0,00525	0,00525	0,00525	0,91
B	0	2	0,0035	0,0035	0,0035	0,0035	0,91
B	0	2	0,00245	0,00245	0,00245	0,00245	0,91
C	0	2	0,000389	0,0003889	0,0003889	0,00039	0,91

## Rate coefficients according to FOCUS

ZMIX	CONC	DIFF	DV	FSTAR	FRACMAC	CANDEG	FEXT	EXPB	TRESP	TREFF
1	0	4,60E-10	1	0	0,02	0,277	0,6	0,7	0,0948	20

(Gleams)